



Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2017/2018

Nielsen, Pernille; Nielsen, Mette Møller; Geitner, Kerstin; Petersen, Jens Kjerulf

Publication date:
2018

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Nielsen, P., Nielsen, M. M., Geitner, K., & Petersen, J. K. (2018). *Konsekvensvurdering af fiskeri på blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2017/2018*. Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske Ressourcer - Dansk Skaldyrcenter. DTU Aqua-rapport No. 330-2018
http://www.aqua.dtu.dk/Publikationer/Forskningsrapporter/Forskningsrapporter_siden_2008

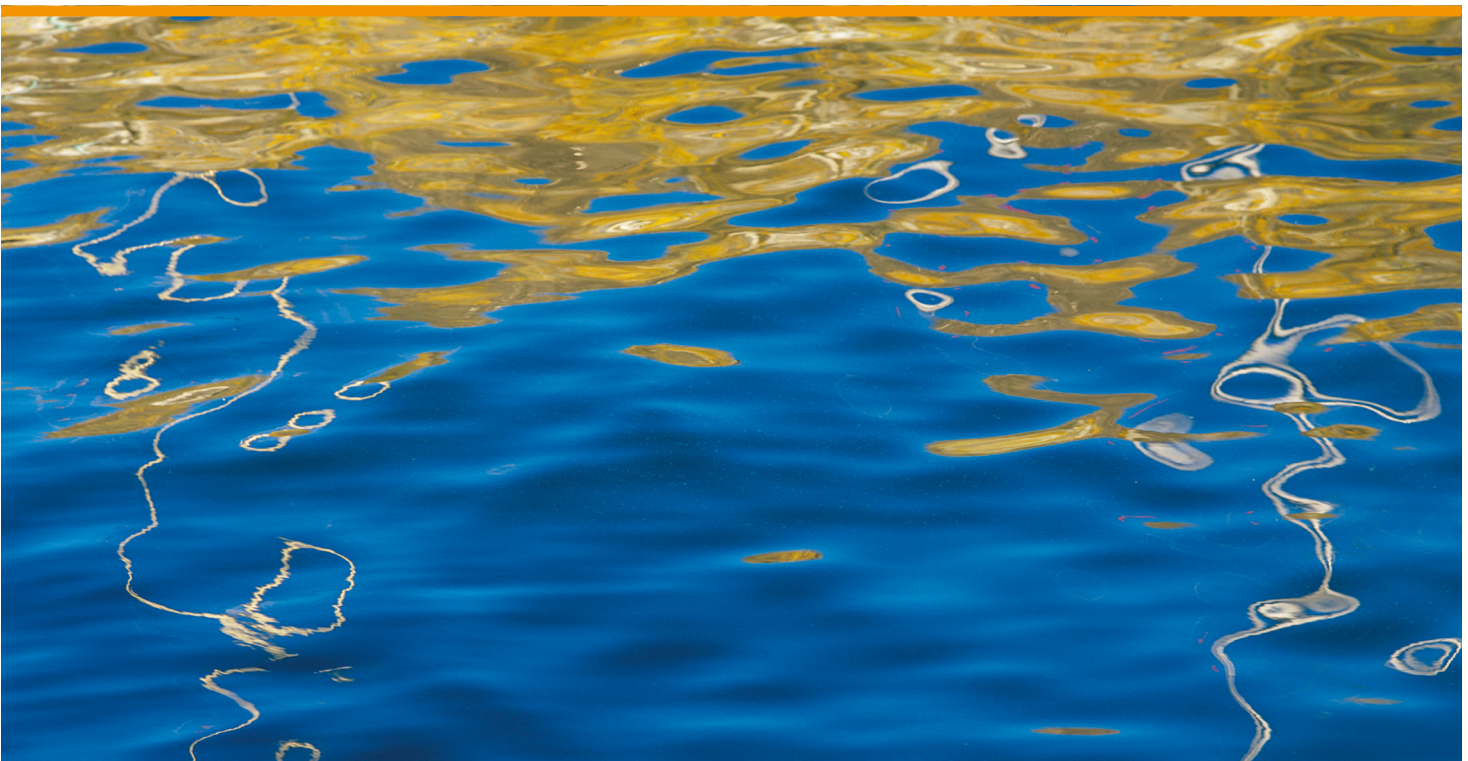
General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2017/2018



DTU Aqua-rapport nr. 330-2018

Af Pernille Nielsen, Mette Møller Nielsen,
Kerstin Geitner og Jens Kjerulf Petersen

Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2017/2018

DTU Aqua-rapport nr. 330-2018

Af Pernille Nielsen, Mette Møller Nielsen, Kerstin Geitner og Jens Kjerulf Petersen

Kolofon

Titel: Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2017/2018

Forfattere: Pernille Nielsen, Mette Møller Nielsen, Kerstin Geitner og Jens Kjerulf Petersen

DTU Aqua-rapport nr.: 330-2018

År: August 2017

Reference: Nielsen, P., Nielsen, M.M., Geitner, K. & Petersen, J.K. (2018). Konsekvensvurdering af fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2017/2018. DTU Aqua-rapport nr. 330-2019. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 58 pp. + bilag.

Udgivet af: Institut for Akvatiske Ressourcer, Kemitorvet, 2800 Kgs. Lyngby

Download: www.aqua.dtu.dk/publikationer/forskningsrapporter

ISSN: 1395-8216

ISBN: 978-87-7481-250-0

Indholdsfortegnelse

1	RESUMÉ	5
1.1	Konsekvensvurderingens grundlag	5
2	INDLEDNING	8
3	FORVALTNINGSGRUNDLAG	9
3.1	Fiskeplan fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra LFST	9
3.2	Forvaltningen af muslingefiskeriet	10
4	GENERELT OM LØGSTØR BREDNING	11
5	ÅLEGRÆS	12
5.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs	12
5.2	Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs	13
5.3	Data for ålegræs	15
5.4	Sigtedybde og udbredelse af ålegræs	19
5.5	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs	21
6	MAKROALGER	23
6.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger	23
6.2	Potentielle effekter af fiskeri på makroalger	25
6.3	Data for makroalger	26
6.4	Makroalger og sigtedybde	28
6.5	Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri	29
6.6	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger	29
7	BLÅMUSLINGER	31
7.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger	31
7.2	Undersøgelser af blåmusligebestanden i Løgstør Bredning 1993-2017	31
7.3	Blåmuslinger og sigtedybde	33
7.4	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger	33
7.5	Biogene rev	33
8	SØSTJERNER	34
8.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner	34
8.2	Potentielle effekter af søstjernefiskeri	34

8.3	Undersøgelser af søstjernebestanden i Limfjorden (2013-2016)	35
8.4	Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner	35
9	STILLEHAVSØSTERS	37
10	BUNDFAUNA	38
10.1	Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna	38
10.2	Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna	38
10.3	Konsekvensvurderingen af fiskeriets effekt på bundfauna	40
11	PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER	41
11.1	Black box	41
11.2	Black box resultater	41
11.3	Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)	42
11.4	Iltforhold	45
11.5	Konklusion for kumulative effekter	46
12	ANDRE BESKYTTELSESHENSYN	47
12.1	Beskyttede fugle	47
12.2	Bilag IV-arter	48
13	REFERENCER	51
	BILAG 1	59
	BILAG 2	61
	BILAG 3	64
	BILAG 4	65
	BILAG 5	66

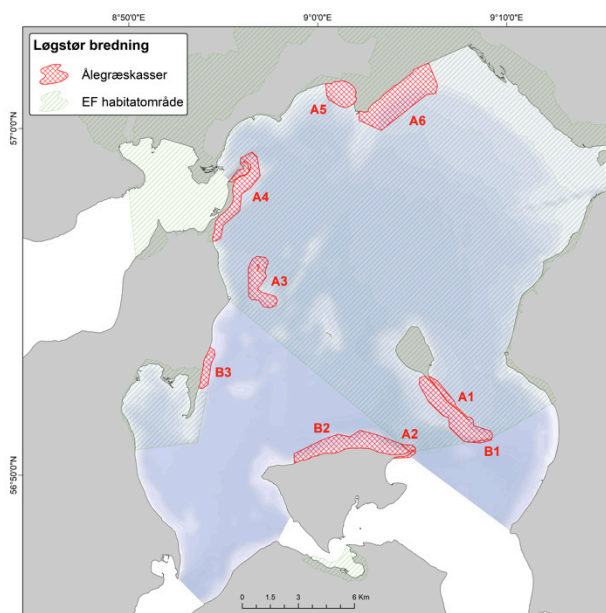
1 RESUMÉ

1.1 Konsekvensvurderingens grundlag

Konsekvensvurderingen vedrører fiskeri efter blåmuslinger og søstjerner i Habitatområde H16 og Fuglebeskyttelsesområde F12 Løgstør Bredning og inkluderer naturtyperne 1160 "Større lavvandede bugter og vige", 1110 "Sandbanker med lavvandet, vedvarende dække af havvand", 1170 "Rev", 1150 "Kystlaguner og strandsøer" og 1140 "Mudder- og sandflader blottet ved ebbe" samt de marine arter dværgterne (*Sternula albifrons*), hvinand (*Bucephala clangula*), kortnæbet gås (*Anser brachyrhynchus*), lysbuget knortegås (*Brantha bernicla hrota*), toppet skallesluger (*Mergus serrator*), odder (*Lutra lutra*) og spættet sæl (*Phoca vitulina*). I henhold til Naturstyrelsens kortlægning fra 2012 er der identificeret både stenrev og biogene rev i Løgstør Bredning (Miljøministeriet 2014).

På anmodning af Landbrugs- og Fiskeristyrelsen skal konsekvensvurderingen tage udgangspunkt i et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger til konsum og omplantning og 4.000 t søstjerner og der skal ved udarbejdelsen tages højde for de generelle retningslinjer i muslingepolitikken.

På baggrund af analyser af data for en række parametre vurderer DTU Aqua, at et fiskeri efter i alt 10.000 t muslinger og 4.000 t søstjerner på vanddybder >5 m og udenfor 6 ålegræskasser og det lukkede område i den nordlige del af bredningen i betydende grad vil påvirke habitatområdet.



Figur 1. DTU Aquas forslag til ålegræskasser i Løgstør Bredning gældende for fiskerisæsonen 2017/2018. Ålegræskasserne A1-6 ligger indenfor natura 2000 området, mens ålegræskasserne B1-3 ligger udenfor natura 2000 området.

Bestanden af blåmuslinger i H16 var i 2017 på 113.259 ± 22.496 t blåmuslinger, hvilket er et fald på 60% i forhold til 2016. Et fiskeri på 10.000 t blåmuslinger vil reducere bestanden med ca. 9%. DTU vurderer, at et fiskeri på 10.000 t muslinger vil være bæredygtigt i forhold til bestanden. Imidlertid vil et fiskeri efter 10.000 t blåmuslinger og med en gennemsnitlig biomasse på $1,79 \text{ kg m}^{-2}$ påvirke $8,6 \text{ km}^2$ af Løgstør Bredning, svarende til 2,7%. Sammenholdt med de tidligere års arealpåvirkninger vil den maksimale grænse på 15% kumulativ arealpåvirkning for økosystemkomponenten bundfauna nås (Tabel A). DTU Aqua anbefaler derfor en kvote på 8.000 t for fiskerisæsonen 2017/2018 for ikke, at den maksimale grænse på 15% arealpåvirkning

for økosystemkomponenten bundfauna nås ved et fiskeri på 10.000 t (se nedenfor). DTU Aqua vurderer, at så længe kravene om max. antal fiskebåde på 15 i et område af gangen fastholdes, så vil muslingefiskeriet ikke påvirke udpegningsgrundlaget for arter. Fiskeriet vil ikke påvirke forekomsten af biogene rev i betyden-
de grad.

Der blev fundet ålegræs på max. 3,9 m i Naturstyrelsens monitorering i 2016, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie fandt enkelte frøspirede planter ud til 3 m. Baseret på målte sigtddybder er den modellerede maksimale dybdegrænse 4,1 m i 2016. Kortlægningen af ålegræsset i 2016 viste, at på stationerne med vand-
dybder større end 3 m, blev der ikke observeret ålegræs, modsat tilsvarende undersøgelse i 2013, hvor der blev observeret enkeltstående frøspirede planter ud til 6 m. Tætte bestande af ålegræs findes i flere spredte områder i bredningen; dels i den nordlige del af bredningen og ved Livø Tap, som i de tidligere undersøgel-
ser, mens der er observeret nye forekomster af ålegræs på nordsiden af Fur og i området omkring Ejerslev Røn. På baggrund af de omfattende undersøgelser og modelanalyse anbefaler DTU Aqua, at der etableres 6 ålegræskasser omfattende en beskyttelseszone på 300 m omkring veletablerede og spredte bede. Der er ved fastlæggelse af ålegræskasserne kun i begrænset omfang taget hensyn til enkelte frøspirede planter, da disse har en meget ringe chance for overlevelse i Løgstør Bredning. Et fiskeri med muslingeskraber eller søstjerne-
nevod udenfor de foreslåede ålegræskasser vil ikke påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse. Resuspension i forbindelse med fiskeriet vurderes ikke at lede til en betydende udskygning af ålegræsset.

Der blev fundet makroalger på 5-6 m i Naturstyrelsens monitoreringer i perioden 2012-2016, mens DTU Aqua i et omfattende transektstudie i 2016 fandt makroalger ud til 6 m. Baseret på målte sigtddybder er den model-
lerede maksimale dybdegrænse i 2016 for brunalger 5,6 m og 6,4 m for andre arter. Makroalgесamfundene var i 2016 i lighed med tidligere år domineret af den invasive sargassotang samt filamentøse rød- og brunal-
ger. DTU Aqua vurderer, at et muslinge- og søstjernerfiskeri på vanddybder >5 m ikke vil overlappende væsent-
ligt med udbredelsen af fastsiddende, ikke-opportunistiske makroalger og dermed i betydende grad påvirke makroalgernes udbredelse i Løgstør Bredning. DTU Aqua vurderer ligeledes, at resuspension i forbindelse med det beskrevne fiskeri ikke vil have en betydelig effekt på makroalgernes udbredelse, hvis antallet af
både ikke overstiger 15 i hvert produktionsområde.

Bestanden af søstjerner er estimeret til at være 16.100 t i Løgstør Bredning og 33.800 t i hele Limfjorden. Et
fiskeri på 4.000 t vil fjerne ca. 25% af bestanden i Løgstør Bredning. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri på
4.000 t ikke vil påvirke bestanden af søstjerner i en grad, der truer artens overlevelse eller tilstedeværelse i
bredningen eller i Limfjorden.

Stillehavssøsters er registreret i muslingeproduktionsområde 33-34 og 37-38, hvoraf de fleste forekomster
blev observeret i muslingeproduktionsområde 33 og 34. I begge områder er stillehavssøsters fundet i relativt
lave tætheder på op til 0,04 kg m⁻² eller en samlet biomasse på 2-3.000 t i hele bredningen. DTU Aqua vur-
derer, at de tilgængelige data for udbredelse og biomassetætheder af stillehavssøsters ikke er tilstrækkelige til
at kunne udpege særlige områder, hvor der kan foregå fiskeri efter stillehavssøsters i Løgstør Bredning.

Der vil forekomme bundfauna i hele Løgstør Bredning om end denne i specielt den sydlige del af H16 vil
være præget af forekomster af iltsvind i området. Muslingeskrab inden for bundfaunaens udbredelsesområde
vil begrænse bundfaunaen i sin nuværende og potentielle udbredelse. I Løgstør Bredning vurderes effekten af
muslingefiskeri at vare 3 år.

Fødebehovet for hvinand i Løgstør Bredning kan estimeres til 2.407 t blåmuslinger eller 2% af bestanden.
DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger og 4.000 t søstjerner ikke vil påvirke hvinand eller
de andre beskyttede arter dværgterne, kortnæbet gås, lysbuget knortegås, toppet skallesluger, odder og spæt-
tet sæl. Der blev landet 3,6 t sten i Løgstør Bredning i fiskesæsonen 2016/2017. Fjernelse af sten er en irre-

versibel påvirkning, der vil reducere forekomst af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibentiske bunddyr. Den lette skraber har en let konstruktion og vil formodentligt ikke kunne fiske i områder med store sten.

Arealet, der bliver direkte påvirket af et muslingefiskeri af 10.000 t, er på 8,6 km² svarende til 2,7% af arealet af H16 og er beregnet ud fra en gennemsnitstæthed af muslinger på 1,79 kg m⁻². I beregningen indgår, at den lette muslingeskraber har en effektivitet på 65%. Arealet, der bliver påvirket af det planlagte søstjernefiskeri på vanddybder >5 m må maksimalt påvirke 2,5% i forhold til makroalger. Arealpåvirkningen af muslingefiskeri for de foregående sæsoner er baseret på black box data og varierer mellem 1,0-8,1% i mellem sæsonerne (Tabel A). Ved et fiskeri efter 10.000 t blåmuslinger i fiskerisæsonen 2017/18 vil de kumulative effekter for bundfauna (15,01%) overskride den maksimalt tilladte grænse på 15%

Tabel A: Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af habitatområde H16 for blåmusling, makroalger og bundfauna for ansøgt fiskeri efter 10.000 t blåmuslinger og 4.000 t søstjerner. Arealet af Løgstør Bredning er 316 km². Der er i beregningerne taget højde for såvel makroalgernes heterogene fordeling samt søstjernevoddets mindre påvirkning sammenlignet med muslingeskraberen. *Arealpåvirkningen for søstjernefiskeriet udgør 0,2% af den total arealpåvirkning for makroalger i fiskerisæsonen 2016/17.

	Gendan- nelsestid (år)	2013/14	2014/15	2015/16	2016/17	2017/18 Anmodet 10.000 t	2017/18 Søstjerner 4.000 t	Kumuleret inkl. sø- stjerner
		(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
Blåmusling	3			8,1	1,0	2,7	0	11,8
Makroalger	>5	1,0	2,4	6,0	0,9*	2,1	Max 2,5	14,9
Bundfauna	2-4		3,2	8,1	1,0	2,7	0	15,01
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	0	0

DTU Aqua vil derfor anbefale en kvote på 8.000 t blåmuslinger for fiskerisæsonen 2017/18, hvor den beregnede arealpåvirkning vil være 6,9 km², svarende til 2,2% af arealet af habitatområdet. Dette vil betyde, at den kumulerede arealpåvirkning inklusiv et søstjernefiskeri på 4.000 t vil være 11,3%, 14,4% og 14,5% for hhv. blåmuslinger, makroalger og bundfauna, hvorved den maksimal kumulerede arealpåvirkning på 15% ikke overskrides.

2 INDLEDNING

Nærværende konsekvensvurdering er udarbejdet for at beskrive potentielle effekter af et fiskeri af blåmuslinger og søstjerner på Natura 2000 området i Løgstør Bredning, specifikt i forhold til det udpegningsgrundlag, der er gældende for fuglebeskyttelsesområde F12 og habitatbeskyttelsesområde H16 og i forhold til den konsekvensvurderingsanmodning (Bilag 1), som Landbrugs- og Fiskeristyrelsen (LFST) har udsendt på baggrund af Danmarks Fiskeriforening Producent Organisation (Bilag 2) og det afholdte møde mellem LFST, fiskerierhvervet og DTU Aqua d. 13. juni 2017.

Ifølge Fiskeriloven (Lovbekendtgørelse 764 af 19/6 2017 §10e) kan tilladelse til fiskeri i Natura 2000 områder meddeles, hvis fiskeriet ikke skader et internationalt naturbeskyttelsesområdes integritet, defineret som: *”en kvalitet eller en tilstand, der indebærer helhed eller fuldstændighed. I en dynamisk økologisk sammenhæng kan ordet også forstås som modstandsdygtighed og evne til udvikling i retning af en gunstig bevaringsstatus”*. Fiskeritilladelse kan meddeles på baggrund af en konsekvensvurdering af aktivitetens betydning i forhold til udpegningsgrundlaget for et naturbeskyttelsesområde. Det lovmæssige krav til gennemførelse af konsekvensvurderinger af muslingefiskeri blev implementeret i maj 2008.

Denne konsekvensvurdering forholder sig specifikt til LFSTs anmodning (Bilag 1). I konsekvensvurderingen er effekten af fiskeriet analyseret i forhold til en generel bevaringsmålsætning om gunstig bevaringsstatus jf. bekendtgørelse nr. 926 af 27/6/2016 om udpegnings- og administration af internationale naturbeskyttelsesområder samt beskyttelse af visse arter. Natura 2000 planen gældende for 2016-2021 for området i Løgstør Bredning blev offentliggjort i april 2016. De forskellige marine naturtyper er delvist kortlagt af Naturstyrelsen i 2012, men der er ikke udarbejdet en vurdering af tilstanden af de marine naturtyper i basisanalysen for Natura 2000 området Løgstør Bredning (Miljøministeriet 2014), hvorfor den generelle målsætning om gunstig bevaringsstatus er anvendt i nærværende konsekvensvurdering. For forekomst af udpegede fugle i Natura 2000 området er der opstillet måltal, som senest er blevet revideret i 2016 (Petersen et al. 2016a). For andre arter i udpegningsgrundlaget uden fastsatte måltal, har DTU Aqua vurderet, i hvilket omfang fiskeriaktiviteten påvirker relevante arters mulighed for at opretholde og forøge nuværende bestandsudbredelser ifølge Habitatbekendtgørelsen §4: *”Bevaringsmålsætningen for Natura 2000-områderne er at sikre eller genoprette en gunstig bevaringsstatus for de arter og naturtyper, områderne er udpeget for”*. På baggrund af de manglende specifikke målsætninger for Natura 2000 området i Løgstør Bredning er denne konsekvensvurdering baseret på DCEs vurdering af *”stærk ugunstig bevaringstilstand af alle marine naturtype”* (Fredshavn et al. 2014). DTU Aqua har ikke udført en vurdering af, hvilken målsætning der bør være gældende for at opnå gunstig bevaringstilstand, men taget udgangspunkt i Natura 2000 planens generelle vurdering af bevaringstilstanden i området.

Nærværende konsekvensvurderingsrapport består af en præsentation af de data, der er til rådighed for en analyse af muslingefiskeriets påvirkning på udpegningsgrundlag, herunder DTU Aquas egne undersøgelser, mens Miljøstyrelsen Midtjylland har været kontakten i forhold til at sikre, at analysen også anvender miljødata indsamlet via det nationale overvågningsprogram NOVANA. I forhold til muslingefiskeriets påvirkning af fødegrundlag for hvinand, der indgår i udpegningsgrundlaget, anvendes der i konsekvensvurderingen beregningsmetoder, der er udviklet af DCE for hvinand i Limfjorden (Clausen et al. 2009). I forhold til påvirkning af naturtyper og arter, der indgår i H16, anvendes der i konsekvensvurderingen eksisterende data for det undersøgte område, videnskabelig litteratur og rapporter om påvirkning af fiskeri med skrabende redskaber.

3 FORVALTNINGSGRUNDLAG

3.1 Fiskeplan fra fiskeriets organisationer samt anmodning fra LFST

Danmarks Fiskeriforenings Producent Organisation og Centralforeningen for Limfjorden har udarbejdet en fiskeplan for fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i Natura 2000 området Løgstør Bredning for fiskerisæson gældende fra 1. september 2017 til 1. juli 2018. I fiskeplanerne fremsættes der forslag om en samlet kvote for fangst og omplantning på 10.000 t blåmuslinger og 4.000 t søstjerner. Fiskeri af blåmuslinger til konsum (skallængde >4,5 cm) vil finde sted i områder, der har biomassetæthed større end 1 kg m^{-2} , mens fiskeri af blåmuslinger til omplantning vil foregå, hvor biomassetætheden er større end $2,5 \text{ kg m}^{-2}$. Erhvervet foreslår, at områder med ålegræs lukkes for fiskeri med "ålegræskasser" og at disse følger dybdekurven således at en evt. bufferzone tillægges denne. Overstiger mængden af landede sten 100 t i tilladelsesperiode, vil der blive iværksat en handleplan for genudlægning af sten. Den fulde fiskeplan kan læses i Bilag 2.

Der er fremsendt følgende anmodning fra LFST (anmodning fremgår af Bilag 1) om, at der skal tages udgangspunkt i muslingepolitikens målsætninger og præmisser samt anvendelse af den lette muslingeskraber, teknisk udstyr (black box), genudlægning af større sten, max 15 fartøjer pr. område samt fastsættelse af en dybdegrænse, så fiskeriet ikke foregår i, og i nærheden af områder med ålegræs.

I afsnittet om opgørelse af kumulative påvirkninger er der som udgangspunkt anvendt den hidtidige anvendte model for opgørelse af de kumulative påvirkninger. LFST har anmodet om, at black box data for den forgangne sæson skal anvendes i opgørelsen af den kumulative påvirkning.

Desuden for blåmuslinger: *"DTU Aqua anmodes om at vurdere, om den ansøgte kvote er bæredygtig for bestanden i området. Såfremt en kvote på 10.000 tons ikke er bæredygtig for bestanden, eller hvis denne kvote vil medføre for stor kumulativ arealpåvirkning, bedes DTU Aqua fastsætte en bæredygtig kvote som konsekvensvurderingen dermed skal tage udgangspunkt".*

Minimumsdybdegrænse og ålegræskasser: *"Dybdegrænsen for fiskeri fastsættes til 5 meter. DTU Aqua bedes tilpasse minimumsdybdegrænsen og/eller udlægge ålegræskasser, såfremt beregning af den potentielle dybdegrænse ud fra sigtdybden resulterer i en potentiel dybdeudbredelse af ålegræs på større vanddybder end 5 meter".*

For søstjernefiskeri anmodes om følgende: *"Arealpåvirkningen af det ansøgte søstjernefiskeri skal medtages i konsekvensvurderingen. Dybdegrænsen er fastsat til samme dybdegrænse, som for muslingefiskeriet".*

Derudover har LFST anmodet om en vurdering af: *"om et fiskeri efter stillehavsøsters inden for Natura 2000 området Løgstør Bredning vil kunne gennemføres i udpegede områder med tætte forekomster af stillehavsøsters. DTU Aqua bedes angive, hvorvidt det vil være muligt at udpege sådanne områder. Fiskeri efter stillehavsøsters i disse områder skal ikke medregnes i arealpåvirkningen, men skal opgøres separat".*

Effekten af en gennemførelse af fiskeplanen analyseres i nærværende konsekvensanalyse i de tilfælde, hvor anmodningen fra LFST (Bilag 1) ikke modificerer fiskeplanen.

3.2 Forvaltningen af muslingefiskeriet

Fiskeriet efter blåmuslinger i Limfjorden er reguleret af bekendtgørelse nr. 764 af 19/06/2017 og bekendtgørelse nr. 1475 af 01/12/2016. Udover de lovmæssige reguleringer har Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri fastlagt en muslingepolitik, der blev offentliggjort primo juli 2013. Politikken bygger på, at muslinge-produktion skal være bæredygtigt og leve op til EU's miljødirektiver (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og 2013).

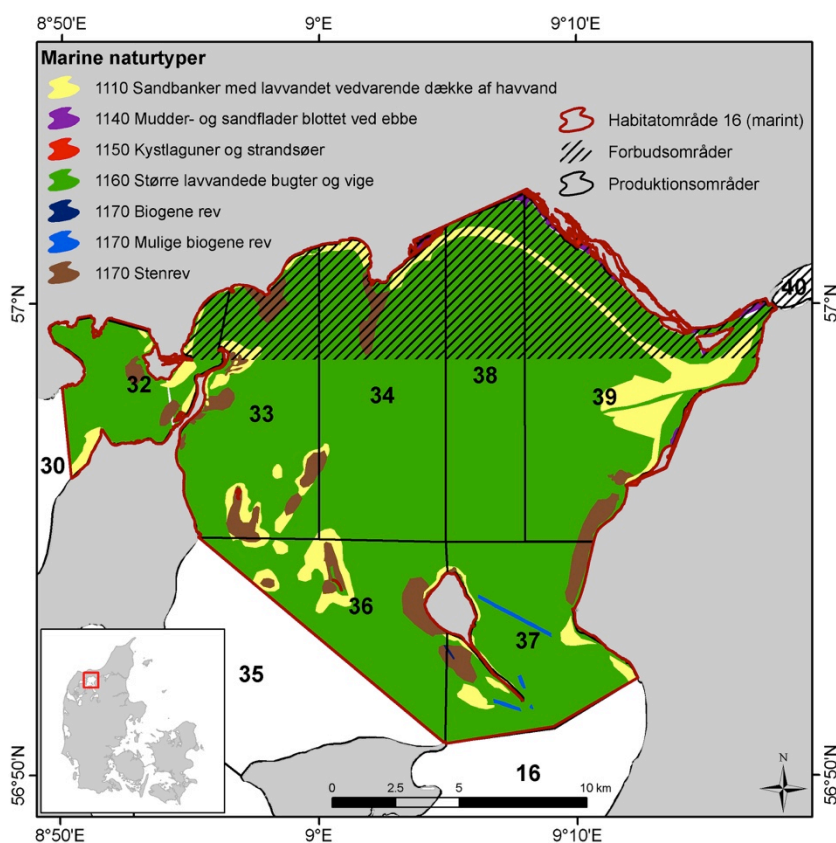
Muslingeskrab i Natura 2000 områder skal forvaltes efter følgende målsætninger:

- Det skal være i overensstemmelse med Habitatdirektivets bestemmelser og irreversible skader på stenrev skal undgås.
- Forvaltningen skal være adaptiv og tage den bedst tilgængelige videnskabelige viden i anvendelse.
- Der skal ske en videreudvikling af forvaltningen med fokus på arealpåvirkning.

Ved en bedømmelse af effekten af skrabende redskaber i fiskeriet efter muslinger og østers i Natura 2000 områder skal der tages udgangspunkt i arealpåvirkning af nøgleorganismerne ålegræs, makroalger, blåmuslinger og bundfauna.

4 GENERELT OM LØGSTØR BREDNING

Produktionsområde 32-34 og 36-39 i Løgstør Bredning er udpeget som Natura 2000 område. Der indgår 6 fuglearter i udpegningsgrundlaget for fuglebeskyttelsesområdet F12 (Bilag 3), hvoraf det kun er hvinanden, der fouragerer på muslinger. I Habitatområdet (Bilag 4) indgår 5 marine naturtyper i udpegningsgrundlaget, herunder ”Lavvandede bugter og vige” (1160), ”Sandbanker” (1110), ”Rev” (1170), ”Mudder- og sandflader blottet ved ebbe” (1140) og ”Kystlaguner og strandsøer” (1150): med et areal på henholdsvis 269,8 km², 25,9 km², 15,6 km², 2,3 km² og 29,3 km² (Figur 2). Naturtypen ”Mudder- og sandflader blottet ved ebbe” (1140) og ”Kystlaguner og strandsøer” (1150) ligger på så lavt vand, at det vurderes, at det ikke påvirkes af muslingefiskeri. Disse naturtyper inddrages derfor ikke i nærværende konsekvensvurdering. Naturtypen ”Rev” (1170) er kortlagt af Naturstyrelsen i 2012, hvor der er kortlagt flere stenrev og ét identificeret biogent rev bestående af hestemuslinger med associeret fauna samt flere mulige biogene rev (Miljøministeriet 2014), men en endelig verificering af alle revene mangler. I konsekvensvurderingen præsenteres en generel vurdering af muslingefiskeri på biogene rev.



Figur 2. Udbredelse af naturtyperne: Større lavvandede bugter og vige (1160), Sandbanker med lavvandet vedvarende dække af havvand (1110) og Mudder- og sandflader blottet ved ebbe (1140). Konsekvensvurderingen omfatter kun de to første naturtyper, samt naturtypen Rev (1170), hvis fulde udbredelse ikke er endeligt verificeret.

Nedenfor præsenteres de data, der er tilgængelige for Natura 2000 området i Løgstør Bredning (N16). Data for blåmuslinger, ålegræs, makroalger og søstjerner baserer sig hovedsageligt på DTU Aquas egne data samt historiske data, mens miljøtilstandsdata primært er indsamlet fra åbne kilder fra Naturstyrelsens overvågning (NOVANA-programmet).

5 ÅLEGRÆS

5.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af ålegræs

Ålegræs anses for at være en nøgleorganisme både til at vurdere miljøtilstand og som habitatdannende organisme. Tætte bede af ålegræs danner i sig selv et habitat gennem den struktur som bladene danner og ålegræshabitatet kan fungere som skjul for småfisk og fiskeyngel og som levested for en række associerede organismer. Derudover er tætte ålegræsbede kendetegnet ved høj produktivitet, en lav regenerering af næringssalte, da en del bliver lagret i rodstænglerne, og en reduktion af den fysiske/hydrodynamiske påvirkning af bunden (Flindt et al. 1999, Duarte 2000, Bergamasco et al. 2003, Marbá et al. 2006, Hansen & Reidenbach 2012). Derudover anvendes ålegræssets dybdeudbredelse som indikator for miljøtilstand i relation til opfyldelse af Vandrammedirektivets målsætninger. Samlet er der således flere årsager til, at ålegræssets bevarelse er af betydning for miljøkvalitet i kystnære områder.

Ålegræssets forekomst og tilstand påvirkes af en række forskellige faktorer. Kendte faktorer, der påvirker ålegræsset negativt, er eutrofiering generelt (Cardoso et al. 2004, Orth et al. 2006, Walker et al. 2006, Burkholder et al. 2007, Van Katwijk et al. 2011) og specifikt de afledte effekter som reduceret lysgennemtrængning som følge af øget planktonproduktion (Borum 1985, Ralph et al. 2006) og iltsvind herunder forekomst af svovlbrinte (Pedersen et al. 2004), og især når der forekommer iltsvind i både vandsøjlen og i bunden. Andre eutrofieringsrelaterede forhold, der påvirker ålegræssets overlevelse og tilstand negativt, er tab af egnet substrat, der er tilstrækkelig fast til at kunne holde på frøspirede planter, eller forekomst af drivende makroalger, som enten kan rive nye skud op eller, ved tætte forekomster, kan føre til udskygning af det underliggende ålegræs (Canal-Vergés et al. 2010, Valdemarsen et al. 2011, Rasmussen et al. 2012). Derudover kan temperaturstigninger (Greeve et al. 2003) og antropogen fysisk/mekanisk stress påvirke ålegræsset negativt. Fysisk/mekanisk stress kan forekomme fx i forbindelse med råstofudvinding eller ved fiskeri (se nedenfor), men kan ligeledes være biologisk afledt via aktivitet af bentisk makrofauna, såsom fx sandorm (*Arenicola marina*). Sandorm fouragerer i sedimentet og deres tilstedeværelse er især kritisk for ny- eller svagteablerede ålegræsbede, hvor frø og spirer kan blive begravet, eller nye skud kan rives løs, som følge af sandormens aktivitet i sedimentet (Valdemarsen et al. 2011).

Ålegræssets tilstand i Limfjorden er overordnet præget af mange års eutrofiering med de deraf afledte effekter i form af reduceret lysgennemtrængning, øget forekomst af iltsvind og ændrede sedimentforhold, der har medført en betydelig tilbagegang i forekomsten sammenlignet med forholdene før ålegræssygen, der i sig selv reducerede udbredelsen af ålegræs i Limfjorden betydeligt (Krause-Jensen & Rasmussen 2009). En analyse af tilstanden i nyere tid har vist, at dybdegrænsen for ålegræssets udbredelse i Limfjorden i perioden fra 1985-2003 faldt til ca. 2 m (Markager et al. 2006). Tilbagetrækningen af ålegræssets udbredelse til lavere vanddybder er i tråd med det generelle mønster for ålegræs i kystnære danske farvande i perioden 1889-2007/2008, hvorimod der i den efterfølgende periode og frem til 2013 har været en væsentlig fremgang at spore for såvel den maksimale og den gennemsnitlige dybdegrænse (Rieman et al. 2016).

Genetablering af ålegræs i forbindelse med nedsat miljøpåvirkning, fx i form af øget sigtdybde, foregår gennem asekuel, vegetativ vækst eller ved spredning af frø og frøbærende planter. Den vegetative formering gennem rodskud er den mest robuste måde og mest uafhængig af miljøforholdene, men er til gengæld en langsom proces med et spredningspotentiale af bede på $<30 \text{ cm år}^{-1}$ (Olesen & Sand-Jensen 1994). Spredning af frø og frøbærende planter kan potentielt hurtigere lede til etablering af nye bede, men er en mere tilfældig proces, der bl.a. vil være afhængig af lokale vandstrømme og vækstforhold på bunden. De frøspirede planter er desuden mere følsomme overfor både antropogen og naturlig påvirkning og har generelt en lav overlevelse. Fx er det beregnet, at spiringssuccessen af frø er i størrelsesordenen max. 5-10% i Chesapeake Bay (Orth

et al. 2006), mens overlevelse af frøspirede planter i forskellige områder er max. 10% (Churchill 1983, Hootsmans et al. 1987, Harrison 1993, Olesen & Sand-Jensen 1994, Olesen 1996, Valdemarsen et al. 2010). Endelig er det i Limfjorden beregnet, at det kræver min. 3-5 år efter de første planter er overlevet til en ålegræsplet af bæredygtigt størrelse er etableret (Olesen & Sand-Jensen 1994). Samlet set er udbredelsen af ålegræs gennem kønnet formering en tilfældig proces med en tidshorisont på 5, 10 eller 20 år afhængigt af lokale forhold (Pedersen et al. 1999). Årsagerne til den ringe samlede succesrate for ålegræssets kønnede formering er ikke fuldt ud belyst, men forhold som ålegræssets almene tilstand og dækningsgrad, iltforhold, fysiske forstyrrelser samt lysforhold og temperatur har betydning. Anden forskning viser, at ålegræsset fortrinsvis formerer sig vegetativt ved rodskydning på lavere dybder (0-2 m) og fortrinsvis seksuelt ved frøspredning på større dybder (Olesen et al. 2009).

5.2 Potentielle effekter af fiskeri på ålegræs

Effekten af skrabning efter muslinger kan deles i to typer af effekter: Direkte ved påvirkning af redskabet og indirekte som følge af resuspension af sediment.

Direkte effekter: Muslingeskrab kan forårsage skade på bestande af ålegræs gennem fysisk påvirkning af både voksne planter, skud, frøspirede planter og frøpuljen (Vining 1978, Dayton et al. 1995, Barnette 2001, Morgan & Chuepagdee 2003). Skader på de voksne planter kan variere og bl.a. omfatte afrivning af blomsterstande, afrivning af blade fra rhizomerne og begravelse af planterne under sediment som vil lede til nedsat vækst og overlevelse (Street et al. 2005). Ved dybtgående redskaber kan der desuden forekomme skader på eller forstyrrelser af rhizom-systemet, som vil medføre dysfunktion af bladene og ultimativt planternes død (Jolley 1972, Tarnowski 2006). Der er ikke foretaget studier af effekter af den lette muslingeskraber på ålegræs. Et målrettet fiskeri med muslingeskraber i tætte ålegræsforekomster er imidlertid ikke særlig sandsynligt. For det første er der i tætte ålegræsbede sjældent større forekomster af muslinger, effektiviteten af skraberen er endvidere meget lav i ålegræsbede og endelig vil der med udgangspunkt i LFSTs anmodning til DTU Aqua om grundlaget for konsekvensvurderingen for Løgstør Bredning ikke være sammenfald mellem fiskeriområder og tætte ålegræsforekomster.

Bede af havgræsser, fx ålegræs, kan i et vist omfang regenerere sig efter skader forårsaget af fysiske forstyrrelser. Mindre skader fx forårsaget af bådpropeller eller storme kan regenereres i løbet af uger til få måneder (Williams 1988), mens regenerering af mere omfattende eller gentagende skader vil tage længere tid, afhængigt af skadens omfang fra 2 år til dekader (Rasheed 1999, Dawes et al. 1997, Ærtebjerg et al. 2003). Lang regenereringstid vurderes især at være gældende i områder, hvor ålegræssets udbredelse og overlevelse i forvejen er udfordret af dårlig vandkvalitet, som det er tilfældet i Limfjorden (Neckles et al. 2005). Forsvinder ålegræsset helt fra et område er det ikke sikkert, at ålegræsset vender tilbage igen. Dette er observeret i flere danske kystnære områder, hvor ålegræsset på trods af en forbedring af vandkvaliteten og deraf følgende større sigtdybder ikke er vendt tilbage (Carstensen & Krause-Jensen 2009). Årsagen hertil er endnu ikke endelig klarlagt og vil sandsynligvis variere afhængigt af lokale forhold.

Effekten af skrabning på frø og frøspirede planter er mindre velstuderet og vil desuden være afhængig af redskab og hvor dybt dette går under skrabning. Hollænderskraber er vurderet til at påvirke de øverste 0,2-2 cm af havbunden (Dyckjær et al. 1995). Der er ingen dokumentation af dybdegang af den lette muslingeskraber og det er derfor ikke muligt præcist at forudsige effekterne af skrabning, men da den lette skraber vejer mindre og samler mindre bundmateriale, kan det antages, at den vil have en mindre påvirkning og maksimalt vil påvirke de samme dybder. Den kritiske dybde for succesfuld frøspiring er 5-6 cm og spiringen er størst i de øverste sedimentlag. Fjernelse af frø som følge af fiskeri vil fortynde frøpuljen og mindske sandsynligheden for succesfuld spiring. Foreløbige studier gennemført af DSC og DTU Aqua viste ingen signifi-

kante effekter af skrabning på frøpuljen, men resultatet er ikke entydigt, da forsøgsområdet i lighed med det meste af Limfjorden havde meget lav tæthed af frø og disse var heterogent fordelt. Der kan således ikke konkluderes endegyldigt om effekter på frøpuljen på baggrund af eksisterende viden. Der er ligeledes meget begrænset viden om effekter på frøspirede planter, men da disse generelt har en meget lav grad af forankring i sedimentet, er det overvejende sandsynligt, at skrabning vil medføre omfattende eller total dødelighed af frøspirede planter.

Der findes ingen studier af effekter af søstjernevod på ålegræs. Søstjernevodet er et betydeligt lettere redskab uden en ramme, det skraber ikke på samme måde i bunden, og det er stort set kun den bagerste del af netposen, der har kontakt med bunden (Holtegaard et al. 2008). Redskabet må således forventes at gøre mindre skade på ålegræsset, men vil sandsynligvis skade frøspirede planter og nye skud, men ikke frøpuljen.

Indirekte effekter: Indirekte effekter omfatter permanente forandringer af bundens struktur og effekter associeret til resuspension herunder reduceret lysgennemtrængning samt frigivelse af næringssalte og iltforbrugende materiale. Permanente skader i relation til ålegræs kan potentielt forekomme ved gentagende skrabning, der kan lede til ændringer i sedimentets kornstørrelsesfordeling (Mercaldo-Allen & Goldberg 2011) således, at lette (mudder-) partikler dominerer i de øverste lag og dermed reducerer forankringsevnen for frøspirede planter samt øger risikoen for forøget naturlig resuspension ved vindhændelser. Karakteren og varigheden af sådanne potentielle effekter på sedimentets sammensætning vil afhænge af forstyrrelsens karakter og rekolonisering af infauna (Robinson et al. 2005).

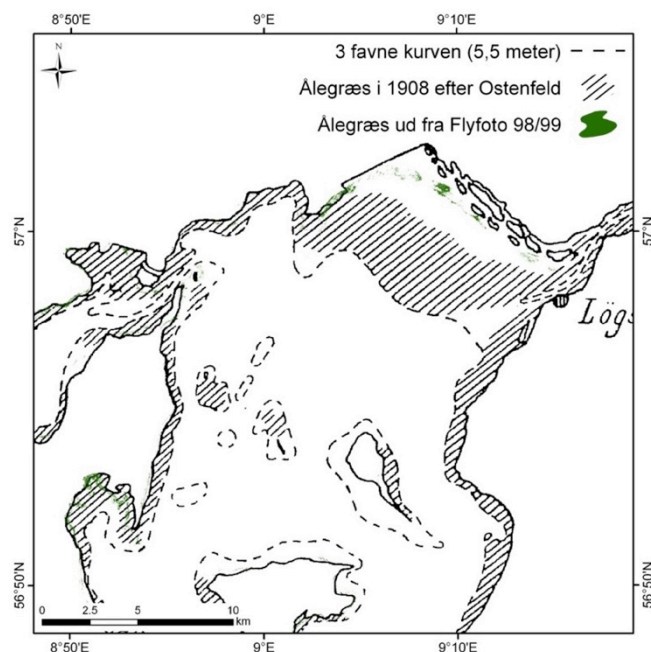
Sigtdybde er bestemmende for ålegræssets dybdeudbredelse (Olesen 1996) og skrabning kan på forskellig vis medvirke til lokalt at mindske vandets klarhed og dermed potentielt forringe levevilkårene for ålegræs og anden bundlevende vegetation. Muslingskrab vil generere resuspension af sediment både ved selve skrabningen (Riemann & Hoffman 1991, Dayton et al. 1995, Dyekjær et al. 1995, Johnson 2002, Morgan & Chupagdee 2003, Rheault 2008, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011) og efterfølgende ved skylning af skrabeposen. Omfanget af resuspension vil imidlertid afhænge af redskabet. De fleste af de publicerede studier om emnet omhandler skrabeudstyr til nedgravede muslinger som sandmuslinger og hjertemuslinger og kun enkelte er udført på hollænderskraberen. Begge skrabere og især skrabere, der anvendes til nedgravede muslinger, må forventes at medføre betydelig større resuspension end den lette muslingskraber. Der er imidlertid ikke gennemført studier af resuspensionen ved brug af den lette muslingskraber, så de refererede resultater vil derfor kun i et vist omfang være dækkende for et fiskeri i Løgstør Bredning som beskrevet i LFSTs bestillingsskrivelse (Bilag 1). Ved brug af skrabere til nedgravede muslinger er der fundet en sky af resuspenderet materiale i 20-40 m fra det skrabe område (Manning 1957, Haven 1979, Manzi et al. 1985, Spencer 1997, Maier et al. 1998, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). For hollænderskraberen blev skyen af resuspenderet materiale på baggrund af målinger modelleret til at være på 0,055 km² (Dyekjær & Hoffmann 1999), baseret på en spredning på ca. 25 m på hver side af skrabesporet og et skrab på 300 m. Problemet med denne undersøgelse er imidlertid, at modellen ikke tager højde for vertikal fordeling af partikler i vandsøjlen og derfor sandsynligvis underestimerer den totale mængde sediment, der er blevet resuspenderet. Hvilke konsekvenser dette har for den modellerede spredning af sediment er det ikke umiddelbart muligt at bedømme. I alle studier blev det vist, at skyen af resuspenderet materiale havde en kort levetid inde i det skrabe område i størrelsesordenen fra én til få timer (Riemann & Hoffmann 1991, Maier et al. 1998). Dette er forventeligt, da de tunge partikler hurtigt vil sedimentere ud i nærheden af skrabesporet, mens de lettere partikler vil blive ført med vandstrømmene ud af området (Godcharles 1971, Goodwin & Shaul 1980, Ruffin 1995). Spredningen af de lettere partikler vil afhænge af partikelsammensætningen, vanddybden og strømforholdene (Tarnowski 2006, Mercaldo-Allen & Goldberg 2011). Studier af naturligt suspenderet partikulært materiale i Limfjorden har vist, at ved strømhastigheder på 10-15 cm sek⁻¹, hvilket er i den højere ende i Limfjorden, vil det suspenderede materiale bevæge sig langs bunden ca. 600 m i løbet af omkring 2 timer før det sedimenterer igen.

Foreløbige studier udført af DTU Aqua har vist, at visse sedimenttyper fra Limfjorden ved resuspension kan forblive i vandsøjlen i op til 3-4 dage og lede til en spredning fra 300 m til 3,3 km. De foreløbige undersøgelser gennemført af DTU Aqua viste, at en betydende effekt på lysforholdene, som følge af den kontinuerlige fortynding af det resuspenderede materiale, kun vil forekomme i en afstand af ca. 300 m fra skrubesporet. DTU Aqua arbejder pt. på at kvantificere betydningen af sedimentspredning yderligere, men forsøgene er ikke tilendebragt. Ved fiskeri i Løgstør Bredning er det påbudt at bruge den lette muslingeskraber. Undersøgelser har vist, at denne skraber fanger 50 % mindre mudder sammenlignet med hollænderskraberen (Eigaard et al. 2011), hvilket ikke blot betyder betydelig mindre resuspension ved skylning, men sandsynligvis også vil medføre mindre resuspension under skrabningen. Der er dog ingen undersøgelser, der dokumenterer den præcise betydning af den lette skraber for resuspension.

5.3 Data for ålegræs

I starten af forrige århundrede undersøgte Ostenfeld og CGJ Petersen udbredelsen af ålegræs i danske farvande (Ostenfeld 1908). Disse undersøgelser viste, at ålegræsset i 1908 var udbredt ud til 3 favne, svarende til ca. 5,5 m dybde i Løgstør Bredning (Figur 3). Den beskrevne udbredelse kan i princippet betragtes som en upåvirket referencestatus for Løgstør Bredning, om end der skal tages forbehold for metoder og dybdeopmålinger.

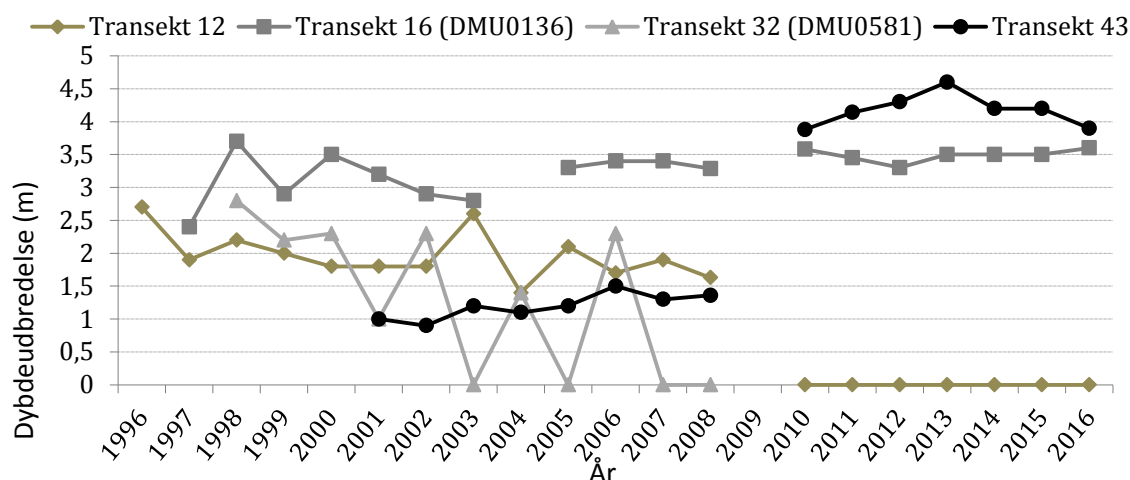
I 1998/99 blev udbredelsen af ålegræs estimeret ved hjælp af flyfotos taget ved overflyvninger af Limfjorden. Dybdeudbredelsen observeret her er angivet i Figur 3. Det skal bemærkes, at det kun er bevoksninger af en vis tæthed og udbredelse, der kan ses på flyfotos. Ålegræsbevoksninger ved den maksimale dybdeudbredelse vil være spredte og tynde, og derfor vil brugen af flyfotos underestimere dybdegrænsen for ålegræs i et område.



Figur 3. Historisk udbredelse af ålegræs baseret på undersøgelser af Ostenfeld (1908) (angivet med sort skravering). Endvidere er ålegræssets udbredelse i 1998/99 målt vha. flyfotos vist (Kilde: DMU, angivet med grønt).

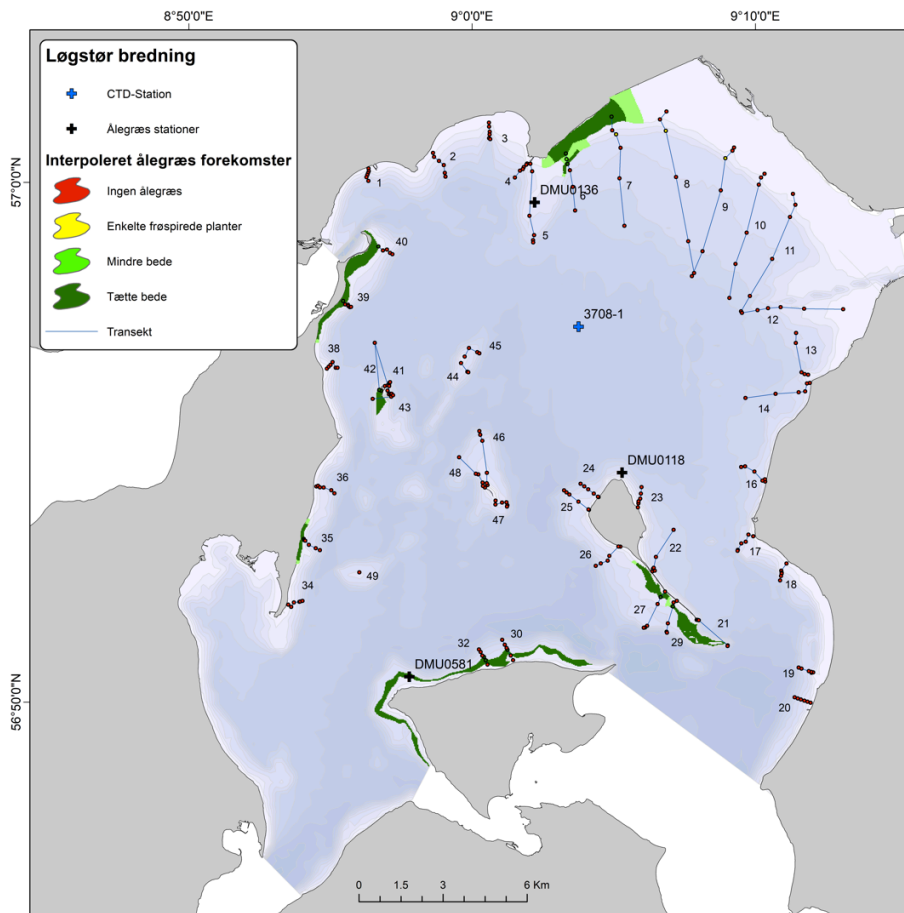
Figur 4 viser dybdeudbredelsen af ålegræs i Limfjorden, der i en årrække (1996-2016) er blevet monitoreret via det nationale overvågningsprogram NOVANA på en række faste transekter (placering af transekter se

Figur 5). Den maksimale dybdegrænse for ålegræs i Løgstør Bredning i 2016 var henholdsvis 3,9, 3,6 og 0 m på transekt 43, 16 og 12. Ålegræssets dybdegrænse har generelt været stigende i den nordlige del af bredningen de senere år, om end der på transekt 43 har været væsentlig tilbagegang siden 2013. I den sydlige del af bredningen har ålegræssets dybdegrænse været fluktuerende siden 2000, og er helt forsvundet på begge transekter (12 og 32) efter 2008. Transekt 32 er ikke blevet monitoreret siden 2008. Den dårlige tilstand i den sydlige del af bredningen skyldes formodentligt det hyppige iltsvind i denne del af fjorden, idet der ikke er blevet skrabet indenfor vanddybder <4 m de sidste syv år og indenfor 3 m de sidste 18 år.



Figur 4. Dybdeudbredelse for ålegræs i Løgstør Bredning i perioden 1996-2016 på transekterne 12, 16, 32 og 43. Transekt 16 og 43 ligger i den nordlige del af Natura 2000 området. Transekt 12 og 32 ligger udenfor Natura 2000 området og transekt 32 er ikke blevet monitoreret siden 2008.

DTU Aqua har foretaget videomonitoring af ålegræs i Løgstør Bredning siden 2009, hvor den maksimale dybdeudbredelse var 4 m. Hertil skal dog bemærkes, at der kun blev målt ud til 4 m dybde og at ålegræsset med nogen sandsynlighed også forekom på større vanddybder (Poulsen et al. 2010). I 2012 blev videomonitoringerne udvidet yderligere til at inkludere 44 transekter med hver af 6 dybder: 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m og i 2013 blev transekterne endnu en gang udvidet til at også omfatte dybder helt ud til den maksimale dybde på 11 m. Videomonitoring af ålegræs for 2016 inkluderer i alt 249 stationer fordelt på 44 transekter og omfatter vanddybder på 1-6 m. På hver dybde langs transektet blev en videoslæde monteret med et HD videokamera trukket ca. 90 m parallelt med kysten langs dybdekanturen. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret og kategoriseret for tilstedeværelse af ålegræs i følgende kategorier: 3) tætte sammenhængende ålegræsbede, 2) mindre spredte bede og 1) enkeltstående frøspirede planter. Efterfølgende er data blevet analyseret således, at områder med ålegræs er kortlagt via interpolation vha. "spline with barriers technique" i ArcGIS. Denne type interpolation blev valgt, idet det antages, at stationer på samme dybde har flere ligheder end stationer med forskellige dybder, hvilket understøttes af videoobservationer (for yderligere detaljer se Canal-Vergés & Petersen 2015). I Figur 5 er sammenhængende bede vist med mørkegrønt og klumpede forekomster med lysere grønt. Enkeltstående frøspirede planter er udelukkende vist som punkter (gule), da deres overlevelse er meget begrænset og svær at forudsige. Forekomst af frøspirede planter indgår dog i den maksimale dybdeudbredelse af ålegræs i Løgstør Bredning.



Figur 5. Forekomsten af ålegræs på 44 transekter i Løgstør Bredning i 2016, hver bestående af 1-6 positioner på vanddybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m. Der er foretaget interpolation mellem de enkelte positioner i hvert transekt for forekomst 2 (mindre bede) og 3 (tætte bede), men ikke 1 (enkelstående frøspirede planter). Dybdekurverne er angivet med blå nuancer i 1 m intervaller. For hver position blev der monitoreret ca. 90 m havbund. Billedbredden på videokameraet var ca. 50 cm. Blå og sorte kors viser henholdsvis DCE's CTD- og ålegræsstationer.

På 1, 2 og 3 m vanddybde blev der observeret ålegræs i en af de tre kategorier på henholdsvis 15%, 9% og 17% af transekterne. På stationerne med vanddybde større end 3 m, blev der ikke observeret ålegræs, modsat tilsvarende undersøgelse i 2013, hvor der blev observeret enkeltstående frøspirede planter ud til 6 m. Maksimal dybdeudbredelse af ålegræs er følgelig 3 m, om end det bør understreges at udbredelsen her omfatter både mindre og større sammenhængende bede og ikke blot enkeltstående frøspirede planter. Generelt er ålegræssets udbredelse i Løgstør Bredning begrænset til relativt få og relativt afgrænsede områder.

Tætte bestande af ålegræs (dækningsgrad 3) fandtes i flere spredte områder i bredningen; dels i den nordlige del af bredningen og ved Livø Tap, men også på nordsiden af Fur og flere steder langs den vestlige del af bredningen. I forhold til 2013 er der observeret nye forekomster af ålegræs på nordsiden af Fur (transekt 30, 32) og i området omkring Ejerslev Røn (transekt 32).

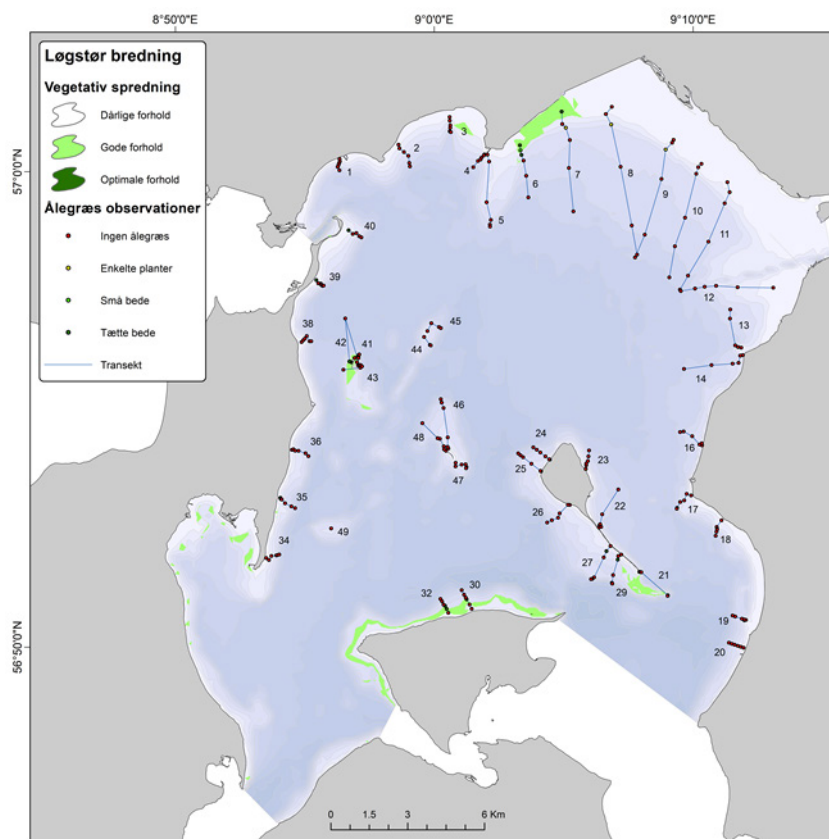
DTU Aquas omfattende undersøgelser af ålegræs blev foretaget i maj-juni 2016. Store dele af ålegræsbestanden dør i løbet af efteråret og vinteren i danske kystområder, kun ålegræsforekomster $>1 \text{ m}^2$ har en god chance for at overleve til det følgende år (Pedersen et al. 1999). Det følgende forår vil ålegræsset skyde igen fra frø og brede sig fra det overlevende ålegræs ved vegetativ formering. Ålegræssets arealmæssige udbredelse i Løgstør Bredning vil derfor fortrinsvis bestå af nyrekrutterede ålegræsskud. Ålegræsbestanden i bred-

ningen er sårbar på grund af de meget få etablerede, overvintrende bestande, som kan producere frø, hvorfra en nyrekruttering til og gen-etablering af bestanden i bredningen kan ske.

På baggrund af den omfattende kortlægning af makroalger (afsnit 6) og ålegræs i Løgstør Bredning siden 2009, har DTU Aqua medvirket til udviklingen af en model til at vurdere potentialet for ålegræssets re-koloniseringen i bredningen (Canal-Vergés et al. 2016). Modellen baseres på 9 miljøparametre, der hver udgør et lag i en vægtet *overlay* model (ArcGIS). Parametrene omhandler miljømæssige faktorer, der er udslagsgivende for ålegræssets etablering, såsom sedimentets stabilitet, lys- og iltforhold, samt tilstedeværelsen af makroalger, sandorm og ålegræs. Disse kategoriseres 1-5, og repræsenterer forhold gående fra meget dårlige til optimale for ålegræssets vækst og udbredelse (For yderligere detaljer henvises til Canal-Vergés et al. 2016 og Flindt et al. 2016). En parameter, der ikke er inkluderet i modellen, grundet manglende pålideligt datagrundlag, er nedslag af muslingeyngel. DTU Aqua vurderer, at konkurrencen om plads fra muslingeyngel kan påvirke udbredelsen af ålegræs, hvor forekomsten af muslingeyngel er høj som fx i Lovns Bredning, og dette bør medtages ved tolkning af modelresultaterne.

Modellen resulterer i dels kort over ålegræssets mulighed for re-kolonisering ved vegetativ vækst (eller alternativt ved transplantation af voksne planter), og dels i kort over ålegræssets mulighed for re-kolonisering ved frøspredning, hvori der endvidere tages højde for en højere følsomhed hos frøspirede planter overfor visse miljømæssige parametre (Figur 6). Indenfor Natura 2000 området i Løgstør Bredning blev der dog ikke fundet egnede områder for ålegræssets mulighed for kolonisering via frøspredning.

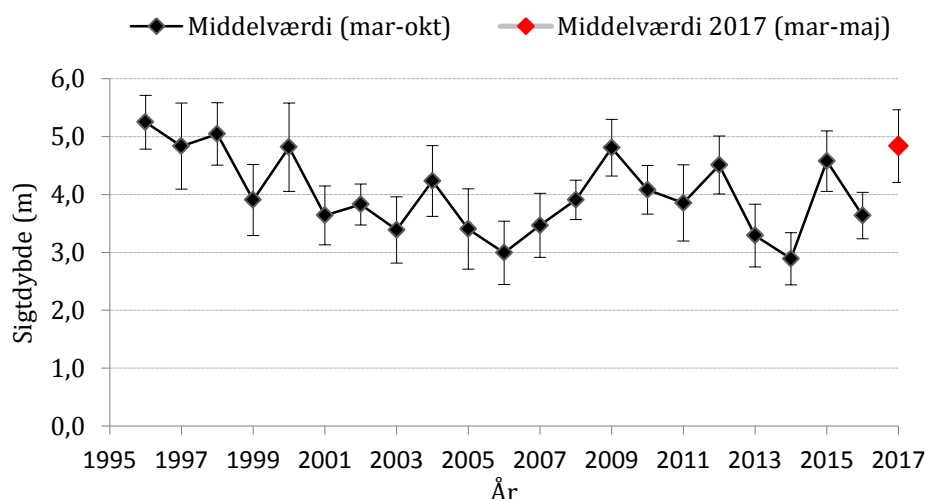
Modelresultaterne for ålegræssets mulighed for kolonisering i Løgstør Bredning via vegetativ vækst stemmer nogenlunde overens med de af DTU Aqua observerede forekomster (Figur 5), om end modellen underestimerer i enkelte områder omkring Livø Tap (transekt 27-29) og Feggeklit (transekt 39-40). Disse enkelte afvigelser mellem modelresultaterne og de observerede forekomster understreger at modellen i et vist omfang skal justeres til også at forudsige forekomster af ålegræs på især på helt lavt vand (1 m). DTU Aqua vil fremadrettet justere modellen, så forudsigelserne forbedres yderligere.



Figur 6. Modellering af ålegræssets mulighed for re-kolonisering i Løgstør Bredning ved henholdsvis vegetativ spredning (eller alternativt ved transplantation af voksne planter). Modellen er baseret på i alt 9 miljøparametre, der er udslagsgivende for ålegræssets etablering. Mørkegrønne og lysegrønne områder markerer områder, der er henholdsvis optimale og gode for ålegræssets etablering.

5.4 Sigtdybde og udbredelse af ålegræs

Siden slutningen af 1970'erne er sigtdybden i Limfjorden blevet målt på faste stationer i forbindelse med den nationale overvågning NOVANA. Af disse ligger én station (Nr. 3708-1) inden for Natura 2000 området i Løgstør Bredning, hvorfra der findes målinger af sigtdybden siden 1982. Sigtdybden varierer i løbet af året, med den højeste sigtbarhed i vintermånederne og den laveste i forårmånederne. Figur 7 viser den gennemsnitlige sigtdybde i perioden 1996-2016 fra marts til oktober, som svarer til vækstperioden for ålegræs og makroalger, og derfor har sigtdybden i den periode betydning for væksten af ålegræs (Nielsen et al. 2002).



Figur 7. Den gennemsnitlige sigtdybde (± 2 S.E) i perioden marts-oktober ved målestation 3708-1 i perioden 1996-2017. Gennemsnittet er beregnet ud fra målinger foretaget hver måned over hele året ($n = 8-35$ per år). For 2017 er målinger fra marts til maj ($n = 6$) medtaget

Sigtdybden i perioden 1996-2016 svinger mellem 2,9 og 5,3 m (Figur 7). Sigtdybden i 2016 var 3,6 m. I 2017 har DTU Aqua medtaget data fra marts til maj måned. Den gennemsnitlige sigtdybde fra marts til maj i 2017 er $4,8 \pm 1,2$ m (gennemsnit \pm standardafvigelse).

Flere modeller baseret på empiriske analyser i en række kystområder, herunder Limfjorden, har vist en sammenhæng mellem sigtdybden og dybdegrænsen for ålegræs (Krause-Jensen et al. 2008, Nielsen et al. 2002). På baggrund af en gennemgang af modellerne og sammenligning med observerede dybdegrænser er der til denne analyse valgt en model udviklet af Nielsen et al. (2002) baseret på et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder. Sigtdybden beregnes hos Nielsen et al. (2002) som et gennemsnit for de måneder, hvor ålegræsset vokser (marts til oktober).

$$\text{Dybdegrænse (m)} = 0,339 (\pm 0,611) + 0,786 (\pm 0,126) * \text{sigtdybde (m)}, (R^2 = 0,606)$$

\pm angiver standardafvigelsen på parametrene i formelen (Nielsen et al. 2002).

Sigtdybden målt i 2016 var i Løgstør Bredning i gennemsnit 3,6 m, mens den for 2017 er 4,8 m i perioden marts til maj. På baggrund af disse to sigtdybder kan den maksimale dybdeudbredelse for ålegræs beregnes til hhv. 3,2 og 4,1 m i 2016 og 2017 ved at bruge ovenstående model (Tabel 1). Den observerede, maksimale udbredelse i 2016 for levende ålegræs var 3,9 m ifølge NOVANA-overvågningen og 3 m i DTU Aquas undersøgelser.

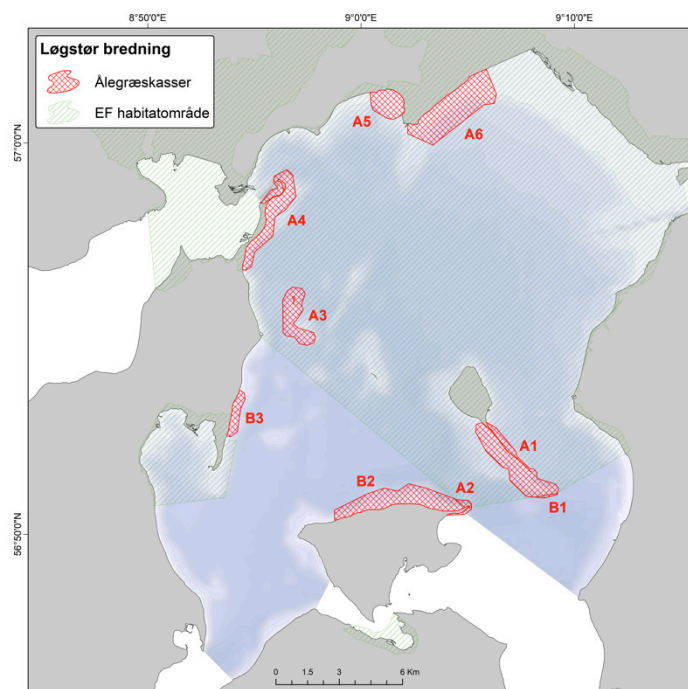
Tabel 1. Estimerede og observerede dybdegrænser for ålegræs i Løgstør Bredning i perioden 2010-2016. Sigtdybden er beregnet som gennemsnittet for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober, Nielsen et al. (2002)). Sigtdybderne for 2010-2016 er beregnet på baggrund af sigtdybde data fra Naturcenter Vestjylland og de med * markerede værdier er beregnet for perioden marts-maj 2017. De observerede dybdegrænser er fra observationer på hhv. NOVANA transekter og DTU Aquas transekter. ** I 2010 monitorerede DTU Aqua kun ud til 5 m.

Potentiel dybdegrænse (m)	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Sigtdybde (m)	4,1	3,9	4,5	3,3	2,9	4,6	3,6	4,8*
Observeret dybdegrænse NST (m)	3,9	4,1	4,3	4,6	4,2	4,2	3,9	-
Observeret dybdegrænse DTU Aqua (m)	5**		5	6	5	4	3	-
Model-estimeret dybdegrænse (m)	3,6	3,4	3,9	2,9	2,6	4,0	3,2	4,1*

Der har været rejst diskussion af anvendeligheden af dybdegrænser estimeret ved hjælp af empiriske relationer som ovennævnte. Relationerne har vist sig kun i begrænset omfang at afspejle forholdene, når miljøforholdene forbedres som følge af reducerede tilførsler af næringssalte (Naturstyrelsen 2011). Således fandt Carstensen & Krause-Jensen (2012) ingen entydig sammenhæng i 20 danske, kystnære områder mellem ændringer i sigtdybde og ændringer i ålegræssets maksimale dybdeudbredelse. Dette har fået Naturstyrelsen til at konkludere, at ålegræsværktøjet ikke er anvendeligt til at vurdere reetablering af ålegræs (Naturstyrelsen 2011). De modelberegnede dybdegrænser vil således ikke i sig selv kunne bruges til at forudsige ålegræssets dybdeudbredelse. Endvidere har de observerede dybdegrænser i de fleste år været større end de modelestimerede (Tabel 1).

5.5 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af ålegræs

Ålegræskasser, hvor alt fiskeri er forbudt, kan være et egnet middel til at beskytte sammenhængende bestande af ålegræs. På baggrund af analyserne af ålegræssets udbredelse og modelresultaterne har DTU Aqua fastlagt 6 sammenhængende områder, hvor der er forekomst af ålegræs i spredte bede med en tilhørende 300 m bufferzone omkring bedene indenfor natura 2000 området (A1-6). Heraf ligger to af områderne indenfor det lukkede områder, og er derfor ikke angivet med koordinater, men markeret på Figur 8. Ligeledes er koordinaterne for ålegræskasserne udenfor Natura 2000 området (B1-3) ikke angivet med koordinater, men kun ses på Figur 8. Kasserne er valgt på baggrund af de af DTU Aqua observerede forekomster og modelanalyser og som sammenhængende områder uanset dybdegrænser, hvorfor bedene forekommer spredt indenfor hver kasse. Herved sikres det, at der gives mulighed for ålegræssets sammenhængende udbredelse. Bufferzonen på 300 m fra bedene er valgt på baggrund af studier af sedimentspredning i forbindelse med fiskeri. Der er ved ålegræskassernes udformning ikke i alle tilfælde taget hensyn til forekomst af enkelte frøspirede planter, da disse generelt har meget ringe chance for overlevelse. Koordinaterne til de foreslåede ålegræskasser findes i bilag 5.



Figur 8. Forslag til placering af 6 ålegræskasser indenfor Natura 2000 området (A1-6) i Løgstør Bredning samt 3 ålegræskasser (B1-3) udenfor Natura 2000 området er ligeledes angivet.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber samt med søstjernevod i Løgstør Bredning på vanddybder >5 m og udenfor de angivne ålegræskasser ikke vil påvirke ålegræssets aktuelle eller potentielle udbredelse i habitatområde H16. Muslingeskrab indenfor ålegræssets observerede og estimerede dybdeudbredelse vil ikke forekomme, og fiskeriet vil ikke begrænse ålegræssets arealmæssige udbredelse eller forringe ålegræssets mulighed for at forøge sin dybdeudbredelse i habitatområdet, da der i de tilladte fiskeområder ikke forekommer tætte bede af ålegræs, og ikke kan forventes succesfuld overlevelse af enkelte frøspirede planter. På baggrund af eksisterende viden om resuspension i forbindelse med fiskeriet kan det endvidere forventes, at et fiskeri ikke vil lede til en betydende udskygning af ålegræsset. Denne konklusion er baseret på implementering af de generelle krav til fiskeriet som specificeret i LFSTs anmodning om brug af den lette skraber, max. 15 fartøjer ad gangen i hvert fiskeområde og at ålegræsset beskyttes mod fiskeri af blåmuslinger og søstjerner i seks områder (ålegræskasserne) samt udenfor ålegræskasserne på vanddybder >5 m.

DTU Aqua vurderer, at der med de meget omfattende transektstudier af ålegræs gennemført i Løgstør Bredning siden 2009 er et solidt datagrundlag for konsekvensvurderingen i forhold til potentiel påvirkning af ålegræsset som følge af fiskeplanens forslag til fiskeri. Resultaterne fra transektundersøgelsen i 2016 er stort set sammenfaldende med tidligere undersøgelser gennemført af DTU Aqua med samme metode, om end dybdeudbredelsen for enkeltstående frøspirede planter er reduceret fra 6 m til 3 m i perioden 2013 til 2016. Desuden er der fundet ålegræs bede i to områder, hvor det ikke tidligere har været observeret (Nordfur og Ejerslev Røn). De omfattende undersøgelser giver et mere detaljeret billede end data fra det nationale overvågningsprogram, der udelukkende undersøger ålegræssets udbredelse på få transekter. Det er derfor DTU Aquas vurdering, at konsekvensvurderingen i relation til ålegræs er forbundet med en forholdsvis lille usikkerhed, der dog ikke kan opgøres kvantitativt på en videnskabelig holdbar måde.

Fiskeri efter søstjerner vil anvende et søstjernevod. Der er ved videooptagelser observeret resuspension under brug af voddet (Holtegaard et al. 2008), men af betydeligt mindre omfang end ved fiskeri med muslingeskraber. Resuspensionen ved brug af søstjernevoddet er ikke kvantificeret, men redskabet er lettere, har ingen metalramme og går ikke ned i bunden.

Opfiskning af op til 10.000 t blåmuslinger vurderes ikke at have betydning for sigtddybden i habitatområde H16, da fiskeriet primært vil foregå i områder med store tætheder af muslinger, hvor en udtynding kan fremme udnyttelsen af muslingernes filtrationspotentiale. Det vurderes, at variation i forhold til muslingebestandens udvikling (rekruttering, vækst og overlevelse) vil være af større betydning end fiskeriets fjernelse af muslinger ved den nuværende muslingebestand i Løgstør Bredning.

I forbindelse med fiskeri vil der ske en resuspension af sediment. DTU Aqua vurderer, at blåmuslingefiskeriet ikke vil reducere sigtddybden væsentligt i sommerperioden. Landbrugs- og Fiskeristyresen har siden 2011 påbudt anvendelse af den lette skraber til muslingefiskeri, som reducerer resuspensionen i forbindelse med fiskeriet i forhold til fiskeri med hollænderskraberen.

Det er DTU Aquas vurdering, at opfiskning af op til 4.000 t søstjerner ikke vil medføre en resuspension af sedimentet i et omfang, der vil påvirke sigtddybden i Løgstør Bredning.

Disse konklusioner er behæftet med nogen usikkerhed, da resuspensionen i forbindelse med den lette muslingeskraber og søstjernevoddet ikke er tilstrækkeligt kvantificeret. Imidlertid vil begge redskaber med overvejende sandsynlighed medføre en betydelig mindre resuspension end hollænderskraberen.

6 MAKROALGER

6.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af makroalger

Makroalger er som ålegræs at betragte som nøgleorganismer i et økosystem, fordi de både skaber struktur, og dermed habitat, og kan være føde for højere trofiske niveauer. Fysiologiske, funktionelle og økologiske forskelle mellem makroalgearter er primært relateret til deres størrelse, form og strukturelle kompleksitet (Nielsen et al. 2004). Derfor vil forskellige makroalgearter danne forskellige former for habitater med varierende kompleksitet. Som følge af denne forskel mellem makroalger er det blevet foreslået at disse deles i funktionelle grupper, når deres funktion og forekomst bliver analyseret (Rubal et al. 2011, Veiga et al. 2012). I tætte forekomster af store oprette brunalger som fx savtang (*Fucus serratus*) er der således fundet en stor biodiversitet af både epifytiske arter (130 arter) og associeret mobil fauna (127 arter) svarende til diversiteten i bede af ålegræs (Frederiksen et al. 2005). Tilstedeværelse og diversitet af makroalger varierer med flere forhold herunder tilgængeligt egnet substrat, fortrinsvis større sten, lysintensitet og dermed vanddybde, salinitet og graden af fysisk stress (Sand-Jensen & Borum 1991, Middelboe et al. 1998). Eutrofiering i form af antropogen tilførsel af næringssalte er vist at medføre reduktion i biomasse og diversitet af langsomt voksende makroalger og vil i stedet lede til fremvækst af planktonalger og opportunistiske, ikke-fastsiddende makroalger (Nielsen et al. 2004, Middelboe & Sand-Jensen 2000).

En række makroalgearter er karakteriseret ved at være opportunistiske og er typisk enten ikke-fastsiddende, drivende grønalger som søsalat (*Ulva lactuca*) og krølhårstang (*Chaetomorpha linum*), eller epifytiske makroalger, der sætter sig på fx ålegræsblade. Opportunistiske arter er kendetegnet ved højt indhold af næringsalte, høje vækstrater, hurtig omsætning, lave regenerationstider og effektiv lysudnyttelse/lave lyskrav og består næsten udelukkende af aktivt fotosyntetisk væv og ved rigelige næringsmængder opnår de hurtigt en stor biomasse og kan potentielt udskygge øvrige arter (Valiella 1997, Geertz-Hansen et al. 1993, Salomonsen et al. 1997, Bergamasco et al. 2003, Nielsen et al. 2002). I eutrofierede områder som Limfjorden vil opportunistiske makroalger derfor have en konkurrencemæssig fordel i sammenligning med fastsiddende, ikke-opportunistiske arter (Carstensen et al. 2008). De ikke-fastsiddende opportunistiske arter kan drive med strømmen og vil ofte blive samlet i områder med relativt strømløse, hvor de kan danne meget tætte forekomster, der udskygger al anden bentisk vegetation og leder til lokale områder med iltsvind i forbindelse med nedbrydning af algemåtterne. Yderligere kan drivende makroalger skabe resuspension og fysisk/mekaniske skader på anden bentisk vegetation som fx ålegræs (Canal-Verges et al. 2010, Holmer et al. 2010, Valdemarsen et al. 2010, Höffle et al. 2012).

Det er vist, at fjernelse af opportunistiske alger kan medvirke til at reducere tilgængeligheden af næringsalte og forebygge udviklingen af iltsvind (Cuomo et al. 1995, Troell et al. 1999, Mai et al. 2010). I en del områder bliver der som konsekvens heraf gjort en aktiv indsats for at fjerne disse alger. Det gælder fx i Bretagne, Sverige, Venedig lagunen og Florida (Mazé et al. 1993, Cuomo et al. 1995, Charlier et al. 2008), men også i Danmark i et nyere initiativ fra Solrød kommune, hvor man fjerner opblomstrende makroalger fra Køge Bugt og anvender i produktion af biogas. Modsat er ikke-opportunistiske, fastsiddende arter kendetegnet ved høj grad af strukturelt væv, lavere omsætningshastigheder og oplagring af næringsalte i vævet, og de styrker generelt set iltproduktionen i de områder de forekommer og tilbyder 3D strukturer, der kan fungere som habitater.

Butblæret sargassotang (*Sargassum muticum*) kan være en potentiel trussel mod habitater og arter. Som udgangspunkt skal arten derfor fjernes fra habitatet og fiskeriet kan evt. bidrage i denne sammenhæng. I Løgstør Bredning blev der i de detaljerede studier i 2016 fundet sargassotang på 90% af transekterne og sargassotang er derved en meget betydende komponent i bredningens makroalgесamfund.

Det er tidligere vist, at sargassotang kan være hjemsted for en forøget biodiversitet af hjemmehørende faunaarter (Buschbaum et al. 2006, Polte & Buschbaum 2008), hvorimod der i et nyere studie blev fundet en reduktion i artsrigdommen i den tilknyttede fauna (Salvaterra et al. 2013). Andre resultater har vist forskellig artssammensætning for sargassotang og andre oprejste brunalger, omend forskellen ikke blev anset for væsentlig (Engelen et al. 2013). Wernberg et al. (2000) viste på den anden side, at sargassotang i Limfjorden kan udkonkurrere den hjemmehørende skulpetang (*Halidrys siliquosa*). Andre har ligeledes fundet negative effekter af sargassotang i form af nedgang af hjemmehørende arter af brun- og rødalger i tætte bestande af sargassotang som følge af udskygning (Britton-Simmons 2004). Den økologiske effekt af sargassotang kan således både være en trussel mod den hjemmehørende bestand af fastsiddende makroalger og være et alternativt habitat/3D struktur med tilsvarende funktioner som hjemmehørende makroalger. Mere forskning er nødvendig for at kunne afdække disse forhold. DTU Aqua tager i konsekvensvurdering af trusler mod makroalger ved fiskeri i Løgstør Bredning udgangspunkt i fastsiddende, ikke-invasive og ikke-opportunistiske makroalger.

Flere studier har undersøgt genetableringstiden for makroalger på renskrabede flader (se fx referencer i Møhlenberg et al. 2008). Petraitis & Methratta (2006) ryddede et stort antal flader af forskellig størrelse langs en klippekyst udfor Maine, USA og fulgte koloniseringen af fladerne. De fandt, at enten alger, rurer eller muslinger koloniserede fladerne og foreslog derfor, at der findes flere typer af (stabile) samfund, der kan etablere sig på sådanne overflader i lavvandede områder, ligesom det er vist, at genetableringen vil afhænge af sammensætningen af det fjernede makroalgensamfund (Wade 1993). Lignende observationer er gjort i danske farvande. Majland (2005) fulgte algekoloniseringen på en ny ydermole ved Århus Havn. Den nye mole var i kontakt med den gamle mole, som derved kunne fungere som kolonisationskilde af alger til det nye område. Det tog 2-3 år, før der var etableret et samfund af opportunistiske makroalger med spredte flerårige alger. *Laminaria* kom først til efter det 3. år, og på dette tidspunkt udgjorde algebiomassen i gennemsnit ca. 400 g tørvægt m^{-2} . På den (9 år) gamle mole var algebiomassen væsentligt højere: ca. 1400 g tørvægt m^{-2} . I modsætning til ydermolen ved Århus Havn blev der på en ny mole ved Grenå Havn ikke observeret algevækst 3-4 år efter, at molen var etableret, og her var molen domineret af rurer (Møhlenberg et al. 2008, Karsten Dahl, *pers. com.*). I den vestlige Østersø ud for Rostock, hvor både natursten og fire forskellige kunstige rev elementer blev placeret på 11 m dybde, var der det første år efter etableringen opbygget en biomasse af makroalger på ca. 30 g tørvægt m^{-2} , mens der efter to år blev målt en biomasse på ca. 100 g tørvægt m^{-2} og dækningsgrader mellem 50 og 90% (Schubert & Schygula, 2006). Samtidigt reduceredes dækningsgraden af epifauna, især blåmuslinger, som dominerede efter det første år. Genetableringen vil givetvis afhænge af graden af forstyrrelse, de fysiske karakteristika af habitatet og sammensætningen af fauna og flora i området (Northeast Region EFHSC 2002). Normal praksis for muslingefiskeri i Limfjorden med 2-3 års intervaller mellem genbesøg vil således kunne give mulighed for genetablering dog afhængigt af den aktuelle artssammensætning (Watling & Norse 1998). Imidlertid vil tab af strukturerende elementer medføre en langsommere genetablering (Watling & Norse 1998). Dertil kommer, at hvis rodfæstet vegetation og flerårige alger forsvinder, kan der ske et systemskifte i retning af opportunistiske arter.

På baggrund af det eksisterende datamateriale vurderer DTU Aqua, at det tager ca. 5 år at genopbygge en høj permanent biomasse af makroalger på større vanddybde, hvor lysforholdene ikke er optimale. Makroalgerne er desuden i konkurrence om substratet med blåmuslinger samt rurer og det er derfor ikke givet, at substratet i sidste ende bliver koloniseret af makroalger. Makroalgerne konkurrerer desuden om det faste substrat med den invasive sargassotang. Fjernelse af substrat vil permanent forhindre genetableringen.

6.2 Potentielle effekter af fiskeri på makroalger

Effekter af fiskeri med muslingeskraber eller søstjernevod på makroalgesamfundene vil være af samme karakter som effekter på ålegræs og kan som for ålegræs deles op i direkte og indirekte effekter. Nedenfor er der primært fokus på de effekter, der er specifikke for makroalgerne.

Direkte effekter: De direkte effekter kan yderligere deles i to: tab af biomasse af makroalger ved bortskrabning eller tab af substrat og dermed levested. Muslingeskrab i områder med makroalger medfører bifangst og afskrabning af makroalgerne. Muslingeskrab på eksisterende bestande af makroalger reducerer derfor bestandens tæthed og fjerner som minimum dele af bestanden. Hele bestanden kan fjernes i det skrabede område, specielt i områder med spredt, tynd makroalgebevoksning, og hvis samme område skrabes gentagende gange. Et fiskeri på tætte eller større forekomster af makroalger er imidlertid ikke sandsynligt, da disse primært findes på større sten og sammenhængende stenrev. I disse områder foregår der af flere årsager ikke fiskeri efter muslinger, bl.a. fordi der her er meget få muslinger og redskaberne ikke kan fiske i stenede områder.

Der foreligger ikke systematiske undersøgelser af søstjernevoddets effekt på makroalger, men nye undersøgelser af bifangst har ikke kunnet påvise betydende effekter af voddet på makroalger (Petersen et al. 2016b). Det er dog en forudsætning, at der under fiskeriet ikke fanges større sten med påhæftede makroalger. Det er imidlertid usandsynligt at der vil forekomme et fiskeri efter søstjerner i områder med større sten, da disse kan ødelægge udstyret og der i sådanne områder oftest ikke er mange muslinger. Voddets påvirkning af makroalger vurderes derved at være begrænset.

Ved muslingeskrab fjernes fast substrat i form af sten og skaller. Tab af substrat kan være permanent, hvis det fx drejer sig om større sten, men kan også være midlertidigt, hvis det drejer sig om biogene substrater som muslingeskraller. Makroalger er afhængige af forekomsten af fast substrat, idet makroalger kun fasthæfter sig på fast underlag. Fjernelse af faste substrater indenfor dybder, der har lys nok til at understøtte makroalger, vil derfor potentielt reducere mængden af bundvegetation. Den kvantitative betydning heraf kan ikke vurderes uden opgørelse af den relative forekomst af faste substrater. Sammensætningen af det faste substrat har imidlertid betydning for makroalgesamfundene. Det er således vist, at makroalger fæstnet til mindre sten eller skaller kan bringes i drift, når algerne når en given størrelse, og drive enten ind i ålegræsbede, hvor de gør skade på ålegræsbestanden eller ud på dybere vand, hvor algerne potentielt kan blive lysbegrænsede (Canal-Vergés et al. 2010). Fiskeriet er pålagt at genudlægge sten ≥ 2 kg i området de er fisket, hvilket vil reducere risikoen for permanent fjernelse af optimale substrater.

Fjernelse af dele af den flerårige, fastsiddende makroalgebestanden kan potentielt give hurtigtvoksende makroalgearter (herunder invasive arter) og planktonalger en konkurrencemæssig fordel, og dermed medføre et mere ustabilt økosystem. Der er ikke betydende forekomster af ikke-fastsiddende makroalger i Løgstør Bredning, men med den svage forekomst af ålegræs og de generelt høje koncentrationer af planktonalger, domineres primærproduktionen i bredningen af arter med hurtig regenerering og lille oplagring af næringssalte. Årsagen til den dominerende forekomst af den invasive sargassotang i Løgstør Bredning er ikke kendt og det kan ikke udelukkes, at fiskeriet kan have været en medvirkende årsag.

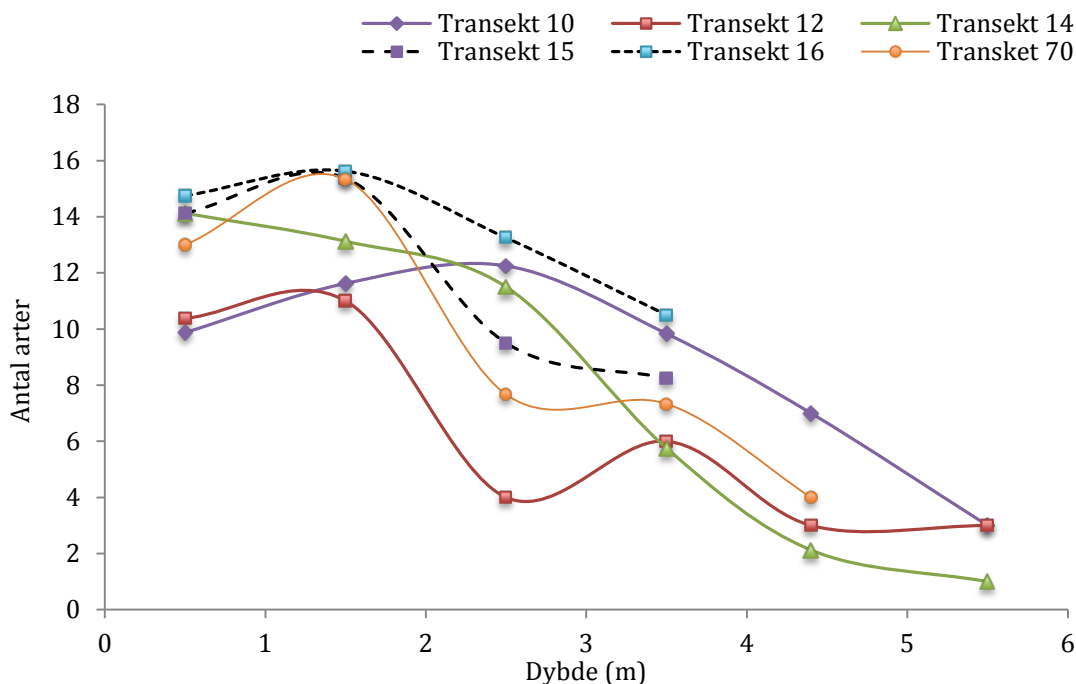
DTU Aqua vurderer, at ikke-fastsiddende, et-årige opportunistiske arter som søsalat og krølhårstang kun i mindre grad vil blive påvirket af fiskeri. Disse arter har en meget lav forekomst i Løgstør Bredning, bliver ikke på tilsvarende vis som de fastsiddende fjernet ved fiskeri og har en betydeligt lavere genetableringstid, der gør det muligt indenfor ganske få uger at genetablere en evt. påvirket bestand. Invasive arter som sargassotang er i princippet at betragte som en trussel mod habitatet, da de konkurrerer med den naturlige bestand

af fastsiddende alger om ledigt substrat. Det er derfor ikke klart om en negativ fiskerieffekt på sargassotang strider mod udpegningsgrundlaget eller understøtter det.

Indirekte effekter: Makroalgernes udbredelse og vækst er afhængig af mængden af lys, der når bunden. Dermed er sigtddybden en vigtig parameter for udviklingen af makroalgesamfund. Muslingeskrab og fiskeri efter søstjerner medfører resuspension, og kan dermed lokalt reducere lysgennemtrængningen og reducere makroalgernes vækstbetingelser. Derudover er der potentiel risiko for, at det resuspenderede materiale kan sedimentere på makroalgerne, hvilket er vist kan have negative effekter på væksten (Lyngby & Mortensen 1996).

6.3 Data for makroalger

Der foreligger ikke historiske data for makroalgernes maksimale dybdeudbredelse i Løgstør Bredning. I nyere tid er dybdegrænsen for makroalgerne heller ikke blevet monitoreret. I perioden 1988-2016 er dækningsprocenten for de observerede makroalgearter blevet monitoreret i det nationale overvågningsprogram NOVANA, men kun ud til en forudbestemt dybde, hvorfor den maksimale dybdegrænse for makroalgearterne heller ikke i denne periode er blevet registreret. I perioden 1996-2000 er der observeret makroalgearter ud til maksimalt 10 m dybde og i perioden 2001-2007 ud til 7 m dybde. Vegetationsundersøgelser i Løgstør Bredning i perioden 2012-2016 viser, at makroalgernes dybdeudbredelse har ligget på 5-6 m (Figur 9). Dybdegrænsen for makroalger i Løgstør Bredning er derfor ukendt, men er ifølge nyere data 5-6 m. De dybest forekommende makroalger i Løgstør Bredning er skorpeformer af rød- og brunalger samt de to invasive arter sargassotang og japansk havlyng.

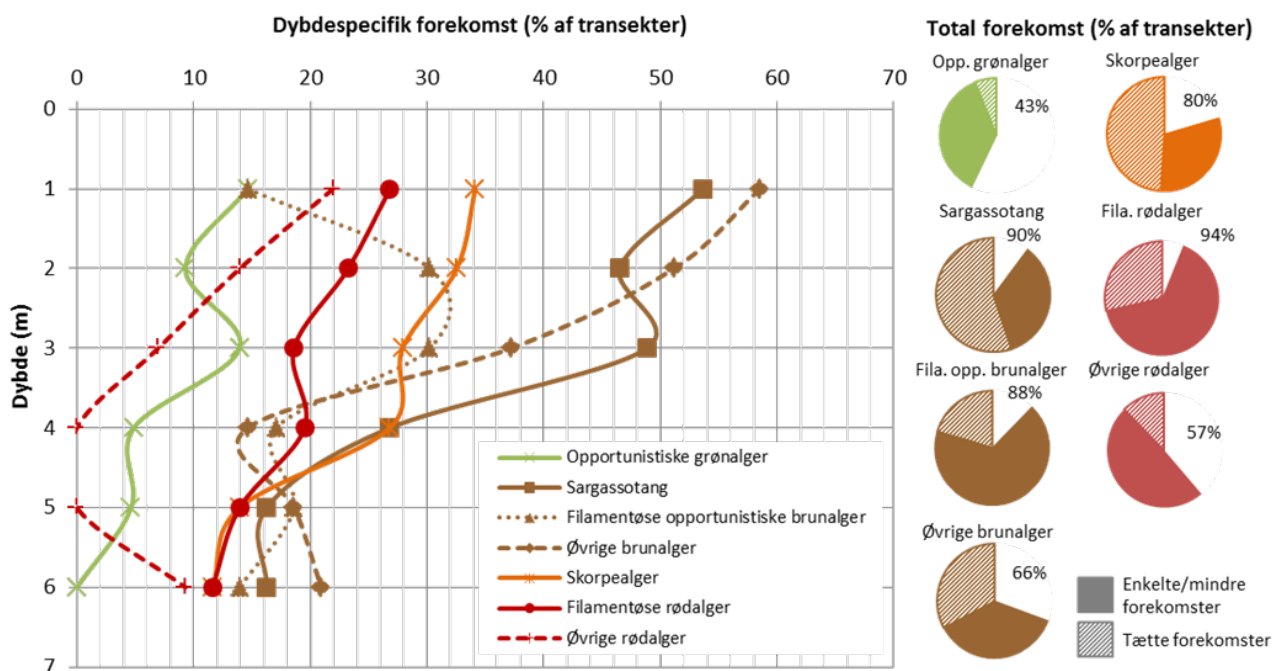


Figur 9. Gennemsnitlig forekomst af makroalgearter i Løgstør Bredning som funktion af dybde i perioden 2012-2016. Transekt 70 viser kun data for 2014-2016. Dybdeangivelserne på X-aksen angiver den gennemsnitlige dybde for de undersøgte dybdeintervaller fx er dybdeintervallet 0-1 m angivet som 0,5 m. (Data fra det nationale overvågningsprogram NOVANA).

DTU Aqua gennemførte i maj-juni 2016 en omfattende kortlægning af makroalgeforekomster i Løgstør Bredning. Der blev udlagt 44 transekter, hvor der på dybderne 1, 2, 3, 4, 5 og 6 m (stationerne er vist i Figur 10) blev trukket en slæde påmonteret et HD-videokamera ca. 90 m langs dybdekonturen og fortrinsvis parallelt med kysten. Efterfølgende blev videooptagelserne analyseret for tilstedeværelse af makroalger og makroalgernes sammensætning i 7 overordnede grupper: i) Opportunistiske grønalger (fx søsalat og krølhårstang), ii) sargassotang, iii) filamentøse opportunistiske brunalger, iiiii) øvrige brunalger (fx blære-, sav- og skulptetang), v) skorpealger, iv) filamentøse rødalger og iiv) øvrige rødalger (fx carragentang og dumontalge). Tilstedeværelsen af makroalger indenfor hver af de 7 grupper blev kategoriseret efter følgende kategorier: 0) ingen forekomst, 1) enkelte individer, 2) mindre forekomster, og 3) tætte forekomster.

I tidligere studier foretaget af DTU Aqua fra 2012 blev der fundet makroalger på 86% af transekterne og fortrinsvis på lavt vand, men dog med makroalger på 18% af transekterne ved 6 m. Makroalger fundet på 6 m var fortrinsvis den invasive sargassotang. I 2016 blev der fundet makroalger på alle transekterne. Den største diversitet og de tætteste forekomster blev fundet på lavt vand og på stenrev eller ralbund. De tætteste forekomster blev fundet på 1-3 m vanddybde, hvor sargassotang var den mest dominerende art. På 1, 2 og 3 m vand blev der således fundet tætte bestande (kategori 3) af sargassotang på henholdsvis 32, 23 og 19% af transekterne, mens tilsvarende tætte forekomster af de hjemmehørende brunalgarter blæretang, savtang og skulptetang var lidt lavere: 22, 21 og 16%. I de dybere vanddybder (4-6 m) var forekomsterne generelt mindre tætte og primært domineret af filamentøse brun- og rødalger samt skorpealger. På 6 m blev der fundet makroalger på 61% af transekterne, typisk som mindre forekomster af filamentøse alger. Således blev der på et enkelt transekt fundet tætte forekomster af sargassotang på 6 m dybde, hvilket er den hidtil dybeste vanddybde, hvorpå denne art er observeret i DTU Aquas undersøgelser. Desuden blev sargassotang fundet på 90% af transekterne og på 57% af alle punkterne i undersøgelsen fra 2016 mod 83% af transekterne og på 38% af alle punkterne i undersøgelsen fra 2012. Resultaterne indikerer således, at sargassotang spreder sig i bredningen både i forhold til areal og dybde.

Figur 10 viser andelen af transekter, hvorpå de syv overordnede makroalgegrupper var repræsenteret enten som tætte forekomster, mindre forekomster eller enkelte individer (dvs. kategori 1-3). Forekomsterne er dels vist som dybdespecifikke forekomster og dels som totale forekomster på de samlede transekter. De fleste forekomster af såvel sargassotang som øvrige brunalger (fx blære-, sav- og skulptetang) blev fundet på vanddybder mellem 1 og 3 m, hvorefter forekomsterne var betydeligt mindre for disse arter. Filamentøse rødalger og skorpealger, som var repræsenteret på henholdsvis 94% og 80% af alle transekterne var mere ligeligt forekommende på alle vanddybder, dog stadig mindst på 5 og 6 m. Den mindst hyppigt forekommende makroalgegruppe var de opportunistiske grønalger, som kun var at finde på 43% af transekterne. Disse blev kun observeret ned til en dybde på 5 m, som den eneste af de syv overordnede grupper.



Figur 10. Dybdespecifik og total forekomst af syv overordnede makroalgegrupper i Løgstør Bredning maj-juni 2016. Venstre: dybdespecifikke forekomster - data repræsenterer andelen af transekter, hvorpå de syv overordnede makroalgegrupper var repræsenteret enten som tætte forekomster, mindre forekomster eller enkelte individer (dvs. kategori 1-3). Højre: total forekomst på de samlede transekter - procentværdien angiver andelen af de 49 transekter, hvor forekomst af de syv overordnede makroalgegrupper blev observeret; de skraverede andele repræsenterer tætte forekomster, mens de fuldfarvede andele repræsenterer enkelte eller mindre forekomster.

6.4 Makroalger og sigtddybde

Makroalgerne er begrænset af lys- og substratforhold. Den potentielle dybdegrænse for makroalger i Løgstør Bredning kan beregnes ud fra analyser af forholdet mellem makroalgernes dybdegrænse og sigtddybden. En empirisk analyse udarbejdet på baggrund af et meget stort datamateriale fra hovedsageligt fjorde og andre lukkede vandområder har vist en sammenhæng mellem sigtddybde og dybdegrænse for makroalger (Nielsen et al. 2002):

$$\text{Dybdegrænse (andre alger, m)} = -1,1 (\pm 1,01) + 1,568 (\pm 0,216) * \text{sigtddybde (m)}, (R^2 = 0,638)$$

$$\text{Dybdegrænse (brunalger, m)} = -1,252 (\pm 1,353) + 1,427 (\pm 0,133) * \text{sigtddybde (m)}, (R^2 = 0,584)$$

hvor \pm angiver standardafvigelsen på parametrene. Som følge af forskellige lyskrav hos forskellige makroalgearter er der lavet ligninger for flere funktionelle grupper (Nielsen et al. 2002). I denne analyse har vi valgt at bruge modellen for brunalger til beskrivelse for alle ikke-opportunistiske arter og modellen for "andre alger" til at beskrive de opportunistiske arters udbredelse som funktion af sigtddybde. Ved en gennemsnitlig sigtddybde i 2016 (marts-oktober) på 3,6 m kan dybdegrænsen for brunalger estimeres til at være 3,9 m og for andre makroalger til at være 4,5 m, hvilket er mindre end den observerede udbredelse på 6 m af DTU Aqua (Tabel 2). Den potentielle dybdegrænse for hhv. brunalger og andre alger i 2017 beregnes til at være 5,6 og 6,4 m i Løgstør Bredning alene ved brug af sigtddybdeobservationer for perioden marts-maj på 4,8 m.

Tabel 2. Estimerede og observerede dybdegrænser for makroalger i Løgstør Bredning i perioden 2010-2017. Sigtdybden er beregnet som gennemsnit for ålegræssets vækstperiode (marts-oktober) på baggrund af data fra det nationale overvågningsprogram NOVANA. Den potentielle, maksimale dybdegrænse for makroalger i Løgstør Bredning er beregnet for brunalger efter Nielsen et al. (2002). *Er kun beregnet for perioden marts-maj og dækker ikke hele vækstsæsonen. ** Kun målt til 6 m. + Kun målt til 4 m

Potentiel dybdegrænse (m)	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Sigtdybden (m)	4,1	3,9	4,5	3,3	2,9	4,6	3,6	4,8
Obs. dybdegrænse DTU Aqua (m)	6**	-	6**	9	-	4 ⁺	6**	-
Estimeret dybdegrænse brunalger (m)	4,6	4,3	5,2	3,5	2,9	5,3	3,9	5,6*
Estimeret dybdegrænse andre (m)	5,3	5,0	6,0	4,1	3,4	6,1	4,5	6,4*

Dybdegrænsen for makroalger vil afhænge af lyset og det er for forskellige arter beregnet, hvor stor en del af overfladelyset, der skal være tilgængeligt. Lysets gennemtrængning i vandsøjlen vil imidlertid afhænge af mange forskellige forhold, som vinklen på indstrålingen og vandsøjlets sammensætning. Sigtdybde er et groft mål for lysgennemtrængning i vand og sigtdybden er antaget at svare til den dybde, hvor 10% af overfladeindstrålingen er tilbage. Det er muligt for visse makroalgearter at overleve ved meget lave lysintensiteter svarende til <0,01% af overfladelyset (Markager & Sand-Jensen 1992).

6.5 Fjernelse af substrat ved muslingefiskeri

I forbindelse med muslingefiskeri vil der blive fjernet sten, muslingeskaller og andet hårdt substrat. Disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer, herunder især makroalger, som kræver et fast substrat til fasthæftning. Fjernelse af sten er en irreversibel proces, idet sten, der fjernes, ikke bliver gendannet.

Muslingeindustrierne har i fiskesæsonen 2008/2009-juli 2016 registreret landinger af sten. Ved fiskeri af sten ≥ 2 kg skal disse genudlægges umiddelbart i det fiskede område. Data er indsamlet af Landbrugs- og Fiskeristyrelsen (Tabel 3). I fiskerisæsonen 2016/17 er det landet 3,6 t sten.

Tabel 3. Mængde sten landet i Løgstør Bredning (produktionsområderne 32-34 og 36-39) i de forskellige fiskerisæsoner.

Fiskerisæson	2012/2013	2013/2014	2014/2015	2015/2016	2016/2017
Sten (tons)	0,5	11,8	7,6	6,5	3,6

6.6 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning af makroalger

Et fiskeri som foreslået i fiskeplanen vil overlappe med makroalgernes udbredelse og dermed kan der potentielt forekomme en effekt på disses forekomst i Løgstør Bredning. Fiskeriet vil foregå på vanddybder >5 m og den største forekomst af makroalger i bredningen er på lavere vanddybder, men der er observeret forekomster på alle vanddybder ud til 6 m (den største dybde hvorpå, der blev monitoreret). Generelt er det vist, at dækningsgraden aftager med vanddybden, men et fiskeri vil påvirke makroalgerne. Da makroalgerne i Løgstør Bredning potentielt er lysbegrænsede i deres udbredelse, vurderer DTU Aqua, at resuspension i forbin-

delse med det beskrevne fiskeri muligvis kan have en mindre effekt på makroalgernes udbredelse. Før der foreligger mere viden om resuspensionen, er det ikke muligt at kvantificere betydningen heraf.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri med muslingeskraber på vanddybder >5 m vil påvirke makroalger i Løgstør Bredning. Muslingeskrab kan gennem fjernelse af fast substrat begrænse makroalgernes potentielle udbredelse. Fjernelse af sten i forbindelse med fiskeri vil lede til reduktion i de fastsiddende makroalgers udbredelsespotentiale, dette gælder især for større sten, der kan danne substrat for en flerårig bevoksning af også større alger. Afscrabning af de oprindelige makroalger kan lede til øget risiko for kolonisering af invasive arter. I Løgstør Bredning er den invasive sargassotang den dominerende makroalge og det er uklart, om den skal betragtes som en vigtig økosystemkomponent, der skal beskyttes, eller som en organisme der truer habitatet og de naturligt forekommende arter og derfor skal bekæmpes.

Der blev landet 3,6 t sten i produktionsområde 33 og 34 i fiskesæsonen 2016/17, hvilket er en betydelig forøgelse i forhold til de senere års landinger af sten. Fjernelse af sten er en irreversibel påvirkning, der reducerer forekomsten af substrat og dermed udbredelsen af makroalger og epibentiske bunddyr. Den lette muslingeskraber udgør en spinkel konstruktion og vil formodentligt ikke kunne anvendes til fiskeri i områder med større sten. I forbindelse med muslingefiskeri vil der blive fjernet muslingeskaller, disse udgør et vigtigt element i habitatet for en række organismer.

DTU Aquas vurdering bygger på en omfattende kortlægning af makroalger i Løgstør Bredning i siden 2012 af et omfang, som ikke er set i nogen anden sammenhæng, og som kan antages at give et retvisende billede af forekomst af makroalger i Løgstør Bredning. I modsætning til ålegræs danner makroalger ikke nødvendigvis sammenhængende bestande og er primært afhængige af tilgængeligt substrat. Substrat kan være spredt tilfældigt og kun en minutøs gennemgang af hele bundarealet vil kunne afdække alle forekomster af makroalger. På trods af det omfattende datamateriale, vil der derfor være forbundet en vis usikkerhed til konklusioner vedrørende makroalgernes udbredelse.

7 BLÅMUSLINGER

7.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af blåmuslinger

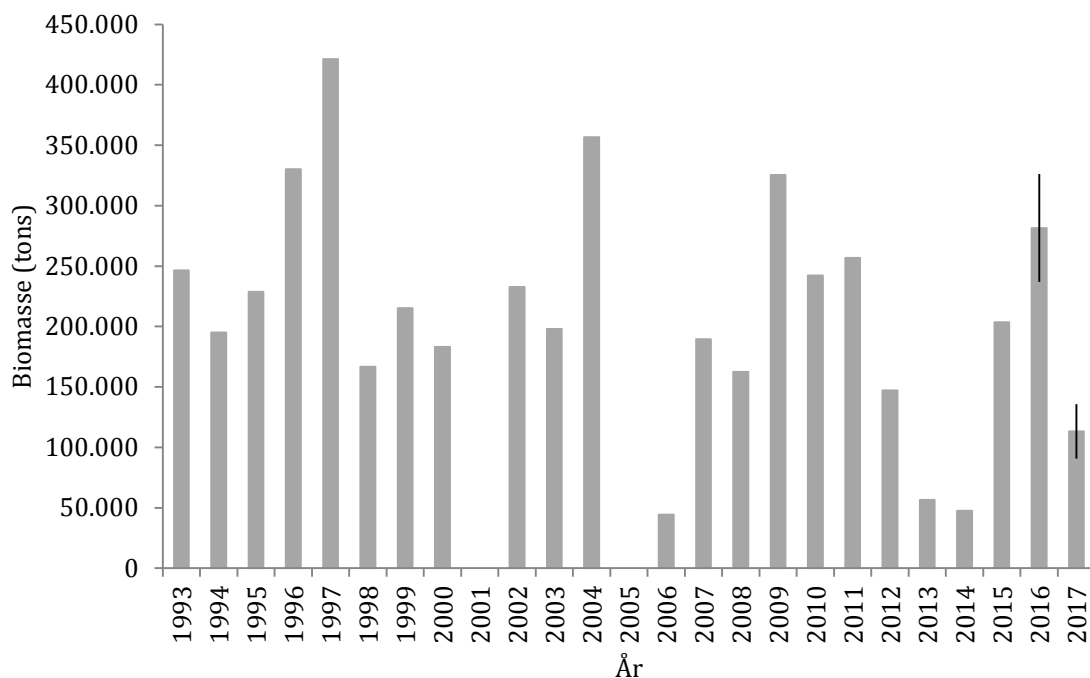
Blåmuslinger er som ålegræs og makroalger en nøglekomponent i kystnære økosystemer fordi de både skaber struktur og påvirker stofomsætningen. Således udviser blåmuslinger aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. Blåmuslingebanker vil fungere som habitat for epibiontiske organismer herunder en række fastsiddende dyr og planter. Der er således en omfattende litteratur, der beskriver banker af blåmuslinger som habitater (fx Svane & Setyobudiandi 1996). I Appendiks 1 i "Marine Habitat definition" (http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/index_en.htm) udgør muslingebanker derfor, så længe de kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 "Rev". Der er udpeget flere stenrev og ét biogent rev, bestående af hestemuslinger i Løgstør Bredning på de kortlagte vanddybder (4-5 m) af Naturstyrelsen i 2012, som dog ikke er blevet endeligt verificerede. Miljø og Fødevarerministeriet har medio 2017 sendt et udkast til definitioner af biogene rev i høring. Derudover er der kortlagt adskillige potentielle biogene rev, som ligeledes ikke er blevet verificeret.

Udover at være habitatdannende har blåmuslinger stor betydning for lavvandede kystnære økosystemer gennem deres store filtreringspotentiale. Således har Petersen (2008a) vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtddybde i en række bredninger i Limfjorden. Muslinger kan således kraftigt påvirke strømme af materiale og energi i disse områder. Et fiskeri på blåmuslinger vil derfor potentielt kunne påvirke bestanden og dens betydning for miljøtilstanden i bredningen. Blåmuslinger kan under optimale forhold udnytte hele filtrationskapaciteten til fødeoptagelse, og dermed fjernelse af partikler fra vandsøjlen. Partikler (planktonalger og andet organisk materiale) skal transporteres ned til bunden ved opblanding af vandsøjlen. Denne opblanding fremmes af bølgeenergi og strømforhold, men dæmpes af lagdeling af vandsøjlen. Transport af partikler, og dermed fjernelse af partikler fra vandsøjlen, er således betinget af hydrografiske forhold. Blåmuslinger vil ofte forekomme i store tætheder, der medfører en koncentreret fjernelse af partikler i de nederste vandlag. Dette kan lokalt føre til, at dele af den vandmasse, der passerer muslingerne bliver filtreret flere gange (Dolmer 2000a). Dette medfører, at muslingerne ikke kan udnytte potentialet for fødeoptagelse fuldt ud (Dolmer 2000b). Det er således vist for Løgstør Bredning, at kun ca. 30% af muslingernes filtrationspotentiale udnyttes i de dybere dele af Limfjorden (Petersen et al. 2013). Et fiskeri af en del af bestanden med høj biomassetæthed vil således ikke nødvendigvis have en betydende effekt på bestandens samlede fjernelse af partikler i hele bredningen, og dermed på vandets sigtbarhed, idet en fjernelse af muslinger i første omgang vil reducere muslingernes fødekongurrence, og bestanden dermed samlet set kan opretholde en uændret filtration. Et fiskeri af en for stor andel af muslingebiomassen vil reducere muslingebestandens filtration og reducere områdets sigtddybde.

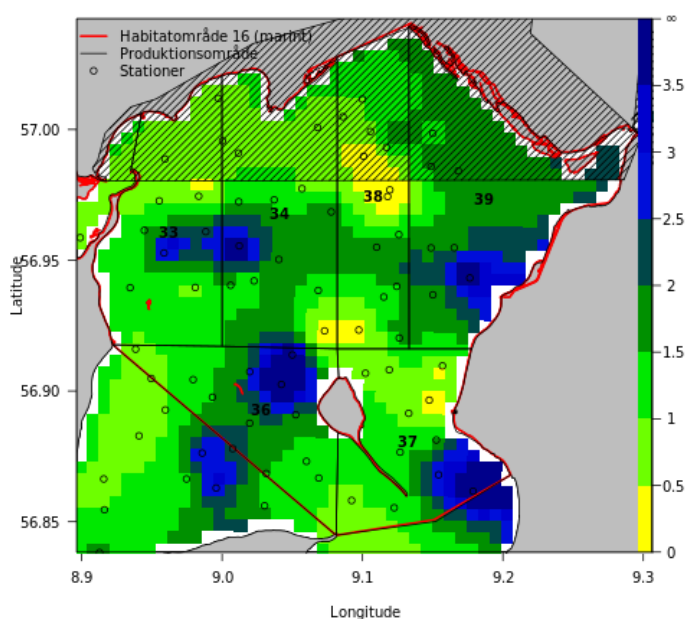
7.2 Undersøgelser af blåmuslingebestanden i Løgstør Bredning 1993-2017

Ved bestandstogtet i 2017 er der anvendt en ny prøveskraber (modificeret let østersskraber) i bestandstogtet, den der tilhørende kalibrering af skraberen er ikke endeligt kvantificeret, hvorfor der skal tages forbehold for dette i forhold til bestandsestimat for 2017. DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i marts 2017 angiver en bestand på 113.259 ± 22.496 t i Løgstør Bredning inkl. områder <3 m (Figur 11). Bestandsestimatet er beregnet via en geostatistisk model forstået på den måde, at den direkte inddrager bestandens rumlige struktur. Muslingebestanden i Løgstør Bredning er i 2017 faldet med ca. 60% i forhold til 2016. Udbredelse af bestanden er vist i Figur 12.

DTU Aqua har på baggrund af monitoringstogterne, estimeret biomassen i områder med en tæthed $>1 \text{ kg m}^{-2}$ til at være $1,79 \text{ kg m}^{-2}$. Denne tæthed af muslinger vil være gældende for både fiskeri efter konsummuslinger og omplantningsfiskeri i beregninger af den kommende sæsons arealpåvirkning (se afsnit 10.2).



Figur 11. Blåmuslingebestandsudviklingen i Løgstør Bredning i 1993-2017. Bestandsdata for perioden 1993-2015 er beregnet ud fra ArcGIS interpolationer og omfatter bestanden på dybder $>3 \text{ m}$, mens bestandsestimaterne $\pm 95\%$ konfidensintervaller for 2016 og 2017 er estimeret via den geostatistiske model og omfatter hele Løgstør. Der blev ikke foretaget undersøgelser i 2001 og 2005.



Figur 12. Udbredelseskort, der viser tætheden (kg m^{-2}) af blåmuslinger i Natura 2000 området i Løgstør Bredning i marts 2017. Højre y-akse angiver kg m^{-2} .

7.3 Blåmuslinger og sigtedybde

Petersen (2008a) har vist en positiv sammenhæng mellem forekomsten af blåmuslinger og sigtedybden. Analysen er foretaget på en række områder i Limfjorden og på et meget omfattende datagrundlag. For den nordlige del af Løgstør Bredning på dybder >3 m findes en sammenhæng mellem biomasse af blåmuslinger (BM, i t) og sigtedybde (SD i m):

$$SD = 1,3 + (1,5 \times 10^{-5}) * BM \quad (R^2 = 0,57)$$

Modellen er udarbejdet for muslingebestanden i produktionsområderne 33-39 i Løgstør Bredning. Blåmuslingebestanden i Løgstør Bredning er i foråret 2017 fastsat til 113.259 t (BM), og med denne biomasse vil den beregnede sigtedybde være på 3,0 m, hvilket er mindre end den monitorerede i overvågningsprogrammet (Tabel 1).

7.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på blåmuslinger

Et fiskeri efter 10.000 t blåmuslinger vil fjerne ca. 9% af den totale muslingebestand. Bestanden af blåmuslinger er øget fra 2016 til 2017. DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger (inkl. både fiskeri efter konsummuslinger og omplantningsmuslinger) ikke vil medføre betydende ændringer i forekomsten af blåmuslinger i habitatområde H16, Løgstør Bredning.

Det er sandsynligt at et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger kun vil have meget begrænset betydning for sigtedybden i Løgstør Bredning, bredningens totale vandvolumen og bestandens heterogene fordeling taget i betragtning. Dertil kommer et betydeligt, men ikke kvantificeret.

DTU Aqua vurderer, at et fiskeri af 4.000 t søstjerner med søstjernevod på vanddybder >5 m ikke vil påvirke bestanden af blåmuslinger i Løgstør Bredning negativt, formodentlig vil et sådant fiskeri snarere gavne bestanden af blåmuslinger.

7.5 Biogene rev

Blåmuslinger har en aggregerende adfærd, og vil selv ved lave tætheder klumpe sig sammen og være bankedannede. I Appendiks 1 i "Marine Habitat definition" (European Commission 2013), udgør muslingebanker, der kan adskilles topografisk fra andre bundstrukturer, biogene rev under naturtype 1170 "Rev". Der er kortlagt ét biogent rev i H16, som består af hestemuslinger på de kortlagte vanddybder (4-5 m). På grund af den manglende verificering er det ikke muligt at vurdere, hvor stor en del af de biogene rev i naturtypen 1170, der vil blive påvirket af det ønskede fiskeri. Det kortlagte rev vil ikke blive påvirket af fiskeri, da det ligger på vanddybder <5 m. Hvis biogene rev defineres som forholdsvis tætte forekomster af blåmuslinger, vil en forholdsvis større andel af de biogene rev blive påvirket. Definition af biogene rev med blåmuslinger som revdannende organisme er endnu ikke endeligt implementeret af Miljø- og Fødevareministeriet.

På grund af den manglende definition og verificering er det ikke muligt, at vurdere hvor stor en del af biogene rev i naturtypen 1170, der vil blive påvirket af det planlagte fiskeri.

8 SØSTJERNER

8.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af søstjerner

Søstjerner er i mange kystnære økosystemer nøgleart som prædator. De har kapacitet til at kontrollere udbredelse og tæthed af deres byttedyr og er kendt for at forekomme i store koncentrationer på blåmuslingebanker, hvor deres fødesøgning kan fortsætte til der ikke er flere byttedyr (Gallagher et al. 2008). Søstjernerens fødevalg kan omfatte flere arter, men deres foretrukne fødevalg er muslingearter og især epifaunale muslinger som blåmuslinger (Holtegaard et al. 2008). Søstjerner kan på den ene side overleve lange perioder uden fødetilgang, fx om vinteren hvor de er forholdsvis inaktive, og på den anden side have en meget stor fødeoptagelse, når temperaturen er den rette (omkring 15°C). Der er ligeledes indikationer på, at søstjerner bliver stimuleret til øget fødesøgningsaktivitet, når de stimuleres sammen i tætte klynger (Agüera et al. 2012). Under optimale forhold kan søstjerner indtage ca. en tredjedel af deres egen vådvægt pr dag i form af blåmuslinger (vådvægt af hele dyr).

Potentielt kan strandkrabber, et antal arter af dykænder og andre fugle som fx måger samt enkelte fisk spise søstjerner, men reelt er prædationen på søstjerner ret begrænset og bestandene synes primært styret af miljø- og fødeforhold (Holtegaard et al. 2008). Høje temperaturer og lav iltspænding er således forhold, der er ugunstige for søstjernerne. På baggrund af data fra den regionale miljøovervågning blev det fundet, at indvidtætheder af søstjerner i Limfjorden varierede med et sinus-formet forløb i perioden 1979-2005 uden, at det dog var muligt at identificere de styrende parametre (Holtegaard et al. 2008). Biomassen af søstjerner varierede imidlertid ikke med samme forløb og hvilke parametre, der er primært styrende for bestanden i Limfjorden er ikke beskrevet.

8.2 Potentielle effekter af søstjernefiskeri

Fiskeri efter søstjerner foregår i Limfjorden med et søstjernevod, som består af bom, gummirub og netpose. Det er gummirubben, der er en kæde påmonteret store og små gummiskiver, der trækkes henover bunden og sikrer, at søstjernerne hvirvles op og fanges i netposen. Bommen sikrer, at rubben spændes ud, men rører ikke selve bunden under fiskeriet. Netposen har påmonteret kugler til at holde den oppe.

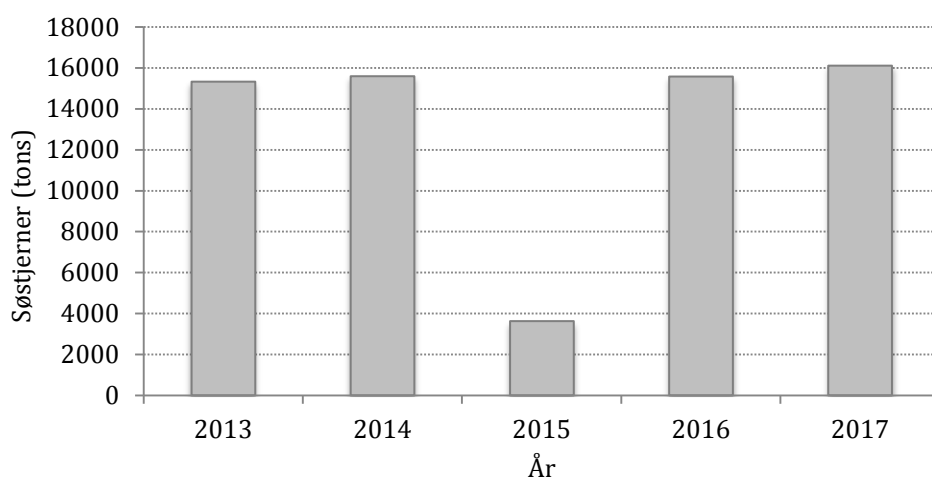
Søstjerner er ikke karakteriseret som en særligt beskyttelsesværdig organisme og kan tværtimod potentielt påvirke biogene rev negativt. Med deres dokumenterede prædation på banker af blåmuslinger (fx Gallagher et al. 2008, Agüera et al. 2012) kan søstjerner således potentielt være en trussel mod biogene rev.

Fiskeriet af søstjerner vil fortrinsvis foregå på tætte bestande af søstjerner og dermed primært påvirke disse og effekterne af fiskeriet vil derudover primært relatere sig til epibentiske arter (fx søpunge) og lettere materiale, som skalfragmenter mm. der resuspenderes ved voddets passage. Et forsøgsfiskeri i 2013 foretaget af DTU Aqua viste, at voddets fangst bestod af ca. 91% søstjerner, 3% tomme skaller, 2,9% søpunge, 2,2% blåmuslinger, 0,3% krabber og 0,6% andet. Bifangsterne vil givetvis variere mellem lokaliteter og generelt set er bifangstmængden faldet i takt med, at fiskeriet har fået indstillet redskabet.

Fiskeri af søstjerner med søstjernevod påvirker ikke havbunden på samme måde som muslingeskraberen. Undersøgelser (Petersen et al. 2016b) af søstjernevoddets effekt på bundfauna og makroalger er blevet gennemført på forskellige bundtyper såsom muslingebanker, blødbund samt makroalger på hård bund. Undersøgelserne viste, at der ingen signifikant effekt er af søstjernevoddet på diversitet og forekomst af infauna eller makroalger. Der blev observeret begrænsede mængder makroalger i voddet efter træk henover en bund med makroalger, hvilket indikerer, at voddets effekt på makroalger er begrænset. Det forudsætter imidlertid, at der ikke fanges større sten, hvilket er observeret ved forsøgsfiskeriet.

8.3 Undersøgelser af søstjernebestanden i Limfjorden (2013-2016)

DTU Aqua har siden 2013 systematisk registreret vægten og antallet af søstjerne i det årlige blåmuslingebestandstogt. Bestanden af søstjerner er beregnet ved hjælp af en standardmetode, hvor gennemsnitstætheden for alle stationer indenfor H16 ganges med arealet af H16, der er dybere end 3 m, men med en redskabseffektivitet på 50%, kan bestanden af søstjerner for Løgstør Bredning estimeres til 16.100 t, mens den for hele Limfjorden estimeres til 33.800 t i marts 2017. Metoden til bestemmelse af søstjerner er ikke på samme måde valideret og dokumenteret, hvorfor estimaterne er behæftet med en større usikkerhed end estimaterne af blåmuslinger. Under brug af denne metode er bestandsudviklingen af søstjerner i Løgstør Bredning i perioden 2013-2017 viste i Figur 13.



Figur 13. Bestandsudviklingen af søstjerner i Løgstør Bredning i 2013-2017 på dybder >3 m.

8.4 Konsekvensvurdering af fiskeriets påvirkning på søstjerner

Et fiskeri på 4.000 t søstjerner i perioden 2017/2018 som foreslået i fiskeplanen vil udgøre ca. 25% af bestanden i Løgstør Bredning. I forhold til den samlede bestand af søstjerner i Limfjorden vurderer DTU Aqua, at et fiskeri på 4.000 t plus et evt. fiskeri i Nissum Bredning på op til 2.000 t og 100 t i Lovns Bredning er bæredygtigt i forhold til søstjernebestanden i Limfjorden. Estimatet af bestandens størrelse er forbundet med nogen usikkerhed, fordi der ikke historisk er veldokumenterede data for bestanden i Limfjorden, men alene den relative stigning i bestandens størrelse gennem de senere år bevirker, at vurderingen af betydning af et fiskeri for hele bestanden af søstjerner ikke er forbundet med betydende usikkerhed.

Arealpåvirkning af søstjernevoddet vil afhænge af tætheden af søstjerner i det fiskede område og redskabets effektivitet. Der findes ingen videnskabelig dokumentation af redskabets effektivitet og biomasseestimaterne er forbundet med usikkerhed, hvorfor eventuelle beregninger baseret på biomasseestimater af søstjerner sandsynligvis ikke vil være retvisende for den faktiske arealpåvirkning, som fiskeri ville udøve. Det kan antages, at fiskeri efter søstjerner dels vil foregå på de største tætheder af søstjerner, dels vil finde sted på tætte forekomster af muslinger, da muslinger er søstjernernes primære fødeobjekt, da fiskeri ved lavere tætheder næppe vil være økonomisk bæredygtigt. Fjernelse af søstjerner fra habitatområde H16 kan potentielt være et middel til bevarelse af biogene rev i området.

Søstjernefiskeriet er bæredygtigt i forhold til bestanden i Limfjorden. Arealpåvirkningen af et fiskeri af 4.000 t søstjerner kan ikke estimeres, mens DTU Aqua anbefaler derfor, at arealpåvirkningen ved et søstjer-

nefiskeri opgøres månedsvi via black box data og at arealpåvirkningen for søstjernefiskeriet maksimalt må udgøre 2,5% i fiskerisæsonen 2017/2018 i Løgstør Bredning.

9 STILLEHAVSØSTERS

Stillehavssøsters har de senere år bredt sig fra området omkring Agger Tange til store dele af Limfjorden og findes nu også på større vanddybder, hvor de kan fiskes med skraber. I anmodningen fra LFST (Bilag 1) er DTU Aqua blevet bedt om at udpege eventuelle områder i Løgstør Bredning, hvor der eventuelt kan foregå fiskeri efter den invasive stillehavssøsters.

Stillehavssøsters har ikke tidligere indgået systematisk i DTU Aquas overvågning af Løgstør Bredning. DTU Aqua har imidlertid i forbindelse med blåmuslingebestandstogtet i foråret 2017 registreret forekomst af stillehavssøsters i muslingeproduktionsområde 33-34 og 37-38, hvoraf de fleste forekomster blev observeret i muslingeproduktionsområde 33 og 34. I begge områder er stillehavssøsters fundet i relativt lave tætheder på op til 0,04 kg m⁻² eller en samlet biomasse på 2-3.000 t i hele bredningen beregnet med metoder udviklet for blåmuslinger. DTU Aqua vurderer på baggrund af de relativt få data for området og de lave tætheder, der kan afledes heraf, at de tilgængelige data for udbredelse og biomassetætheder af stillehavssøsters ikke er tilstrækkelige til at kunne udpege særlige områder, hvor der kan foregå fiskeri efter stillehavssøsters i Løgstør Bredning.

10 BUNDFAUNA

10.1 Baggrund for konsekvensvurderingens analyse af bundfauna

Brugen af skrabende redskaber som fx en muslingeskraber, har en effekt på havbundens biologiske og fysiske/kemiske struktur (Jennings & Kaiser 1998). Hvor stort omfanget af den pågældende effekt er, afhænger af hvilke andre faktorer, herunder vind, strøm, bundforhold m.v. der påvirker et givent område. Således kan effekten være særdeles betydelig i et område, der er præget af roligt vand og begrænset strøm, mens effekten kan være ubetydelig i områder, der i forvejen har en høj grad af forstyrrelse (Jennings og Kaiser 1998). DTU Aqua har gennemført en række undersøgelser af muslingefiskeris effekt på bundfauna i Limfjorden, og de vil sammen med udenlandske undersøgelser danne grundlag for nærværende vurdering. I beskrivelsen af naturtype 1110 "Sandbanker med lavvandet, vedvarende dække af havvand" indgår, at naturtypen er påvirket af ustabile substrater og omlejringer af sedimentet. Effekten af muslingefiskeri på naturtypen 1160 "Større lavvandede bugter og vige" kan således forventes at være den samme eller større end på naturtype 1110, og konklusioner vedrørende naturtype 1160 kan antages at være konservative i forhold til naturtype 1110 i relation til muslingeskrabningens fysiske påvirkning af bundsamfund.

10.2 Potentielle effekter af fiskeri på bundfauna

I vurderingen af den effekt de skrabende redskaber har på bundfaunaen er gendannelsestiden en vigtig parameter. Ved fiskeri med muslingeskraber påvirkes de øverste 0,2-2,0 cm af havbunden (Dyckjær et al. 1995). Habitatets gendannelsestid er afgørende for varigheden af effekten af menneskelig aktivitet. Bundfaunaens gendannelsestid er en vigtig parameter i vurderingen af miljøeffekter i forbindelse med sedimentforstyrrende aktiviteter. Fra studier af råstofindvinding vides, at gendannelsestiden for forskellige bundtyper varierer meget (Newell et al. 1998) (Tabel 4). Ved råstofindvinding vil havbunden dog påvirkes i større dybde og effekterne vil derfor være større i forhold til ved muslingefiskeri. Faunaen på estuarine mudderflader gendannes på omkring 6 måneder, på en mudret kystbund er faunaen 1-2 år om at blive genetableret, og for mere stabile habitater øges gendannelsestiden betydeligt. Gendannelsestider på op til 10 år er rapporteret for faunaen på skalsandbund. Gendannelsestiden vil være afhængig af bundfaunaens sammensætning.

Tabel 4. Gendannelsestider af bundfauna efter sedimentudvinding i forskellige habitattyper (fra Newell et al. 1998).

Lokalitet	Habitattype	Recovery-tid
James River, Virginia, USA	Mudder og silt	± 3 uger
Coss Bay, Oregon, USA	Mudder (forstyrret)	4 uger
Gulf of Cagliari, Sardinien, Italien	Mudder	6 måneder
Mobile Bay, Alabama, USA	Mudder	6 måneder
Chesapeake Bay, USA	Sand og mudder	18 måneder
Goose Creek, Long Island, NY, USA	Mudderbanke	> 11 måneder
Klaver Bank, Holland	Sand og grus	1-2 år
Dieppe, Frankrig	Sand og grus	> 2 år
Lowestoft, England	Grus	> 2 år
Hollandske kystområder	Sand	3 år
Tampa Bay, Florida, USA	Østersskaller	6-12 måneder
Boca Ciega Bay, Florida, USA	Skaller og sand	10 år
Beaufort Havet, USA	Sand og grus	12 år
Florida, USA	Koralrev	> 7 år
Hawaii, USA	Koralrev	> 5 år

Undersøgelser fra den sydlige del af Løgstør Bredning i Limfjorden har vist en effekt på bunddyr (infauna og epifauna) ved fiskeri af 3-4 år gamle muslinger (Dolmer et al. 2001, Dolmer 2002). Umiddelbart efter fiskeriet blev der fundet signifikant færre arter på muslingebankerne sammenlignet med uden for bankerne. Efter 40 dage var denne forskel ikke længere at spore (Dolmer et al. 2001). Lige efter fiskeriet med et skrabende redskab steg artsdiversiteten uden for muslingebankerne på det sandede substrat. Efter syv dage var forskellen udlignet (Dolmer et al. 2001). Undersøgelserne viser samlet, at fiskeriet reducerer forekomsten af infauna (børsteorme og muslinger), samt en række epifauna organismer (søanemoner, søpindsvin, søpunge og havsvampe). Omvendt ses organismer som hesterejer og slangestjerner i højere tætheder i områder, hvor der er fisket muslinger pga. forbedrede forekomster af føde eller forbedrede bundforhold for disse arter (Dolmer et al. 2001).

Ifølge Dolmer (2002) viste undersøgelser i Limfjorden af langtidseffekten af muslingefiskeriet (4 år) en effekt på epifauna vest for Mors, men ikke i Løgstør Bredning. I et andet studie af Hoffmann & Dolmer (2000) kunne der ligeledes ikke ses nogen langtidseffekt af muslingefiskeriet. I disse studier af langtidseffekterne er der set på artssammensætningen i et område, hvor der fiskes muslinger, sammenlignet med artssammensætningen i et naboområde, der er lukket for muslingefiskeri. I området, hvor der fiskes muslinger, er der ikke fisket muslinger de sidste 4 år.

En sammenligning af langtidseffekten (ca. 30 år) af muslingefiskeriet i Limfjorden (Løgstør Bredning og Nibe Bredning) viser, at den økologiske status, defineret som den standard, der er udarbejdet for interkalibreringen i den Nordøstatlantiske økoregion (GIG, type NEA 1/26), er bedre for Nibe Bredning end for Løgstør Bredning. Det ses som et udtryk for, at faunaen i Nibe Bredning generelt er mere divers og indeholder flere følsomme arter end i Løgstør Bredning (Petersen 2008b). Årsagen til forskellen i indekset for den økologiske status for de to bredninger er ikke entydig. Af forklaringer er bl.a. nævnt forekomsten af fiskeriintensiteten, forekomsten af iltsvind og forskel i habitater, hvad angår dybde- og bundforhold. Data tilbage til 1989 viser, at der er blevet landet en betydeligt større mængde muslinger fra Løgstør Bredning end fra Nibe

Bredning. Fiskeriet tillægges derfor en del af forklaringen på forskellen i DKI indekset (Petersen 2008b). Ud over fiskeriet vurderes det, at der er en forskel mellem områderne, der kan udgøre en del af forklaringen i forskellen i DKI indekset. I Løgstør Bredning forekommer der iltsvind, mens der i perioden 1993-2006 ikke har været iltsvind i Nibe Bredning (Petersen 2008b).

For at kunne måle en effekt af fiskeriet skal man kunne adskille effekten fra andre forstyrrelser (Jennings og Kaiser, 1998). Dette ses fx i Limfjorden, hvor det ikke har været muligt, at observere en forskel i artssammensætning og biotisk koefficient imellem et område, som har været lukket for fiskeri i 25 år og tre omkringliggende områder, hvor der jævnligt skræbes efter muslinger. Dette indikerer, at muslingefiskeriet ikke er den væsentligste eller eneste presfaktor, som påvirker tilstanden for bundfaunaen i Limfjorden, men i væsentlig grad er styret af andre forhold. Eutrofiering, perioder med iltfattige forhold, klimatiske ændringer (f.eks. øget havtemperatur) samt øget prædation af blåmuslinger (f.eks. fra krabber, søstjerner og fugle) kan være afgørende for udvikling i bundfaunaen i Limfjorden (Dinesen et al. 2015). I et notat om Vandrammedirektivet vurderes det, at effekten af muslingefiskeri varer op til 1-2 år i eutrofierede fjorde. Denne vurdering baseres på undersøgelser i den centrale del af Limfjorden, der ofte er udsat for iltsvind (Petersen 2008b). Notat Vandrammedirektivet (Petersen 2008b): ”Med den nuværende viden er der indikationer på langtidseffekter (>4 år) af fiskeri, om end disse er behæftet med en vis usikkerhed, så det er sandsynligt, at hyppigheder <5 år vil påvirke biodiversiteten og forekomst af følsomme arter i fjordområder”.

Den lette skraber påvirker ligesom hollænderskraberen bunden. Den lette skraber mindrer fangst af mudder samt redskabets reducerede bundmodstand i forhold til det tidligere anvendte redskab (Eigaard et al. 2011) kan indikere, at den lette muslingeskraber ikke skraber helt så dybt i bunden. Videnskabelige undersøgelser omkring den lette skraber påvirkning på bunddyr gav ikke brugbare data pga. iltsvind i området.

10.3 Konsekvensvurderingen af fiskeriets effekt på bundfauna

Der er bundfauna i hele Løgstør Bredning. Muslingefiskeri vil medføre en forringelse af bundfaunaen. I Løgstør Bredning vurderes effekten af muslingefiskeriet at vare 1-2 år i de sydlige dele af Natura 2000 området, der påvirkes hyppigst af iltsvindshændelser. I den nordlige del forekommer iltsvind sjældent. Imidlertid kendes bundforholdene i denne del af bredningen ikke fyldestgørende, og for at sikre en vis forsigtighed i estimatet af gendannelsestider kan påvirkningstiden her vurderes til at vare 4 år. Konklusioner omkring gendannelsestider i Løgstør Bredning er konservative antagelser, som hviler på et spinkelt grundlag. DTU Aqua forventer revision, når mere viden er tilgængelig.

11 PÅVIRKET AREAL OG KUMULATIVE EFFEKTER

11.1 Black box

Muslingefiskeriet har haft black box monteret siden fiskerisæsonen 2012/2013. Black box systemet logger informationer om position, sejlhastighed og evt. bevægelse i spillet hvert 10. sek. Dette resulterer i meget store datamængder, idet loggerne også samler under sejlads til og fra fiskepladserne og mens fartøjerne ligger i havn. For at vurdere hvilke datapunkter, der er omfattet af faktisk fiskeri og ikke fx sejlads, bliver fiskeriaktiviteter vurderet gennem en analyse af de retningsbestemte bevægelser, der registreres i data for skibets spil. Hvis data for spillet indikerer bevægelse i den samme retning (med eller mod uret) i et foruddefineret tidsrum (som standard er dette sat til 30 sek.) bliver dette brugt som en indikation for forberedelse til fiskeri. Denne information anvendes i kombination med den nuværende fiskeristatus for at afgøre, om en fiskeriaktivitet lige er begyndt eller er blevet afsluttet. Fundne fiskeriaktiviteter filtreres baseret på to generelle kriterier:

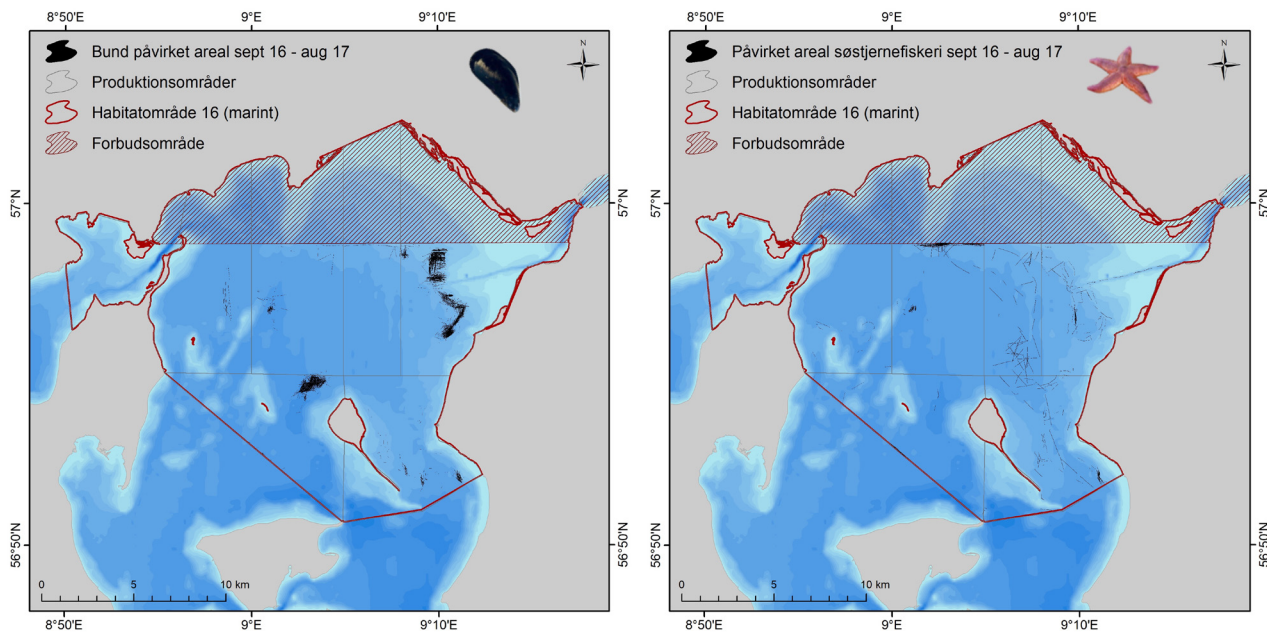
1. Fartøjet sejler med en hastighed i intervallet mellem 1,5-4 knob
2. Aktiviteten skal have en minimumslængde (fisketid) større end 80 sek. Hvis et fartøj har to spil, estimeres fiskeri separat for hvert spil. Hvert spils skønnede tidspunkt for fiskeri sammenlignes dernæst med den anden for at give et enkelt sæt af fiskeriaktiviteter.

I sidste ende resulterer ovennævnte procedure i en liste over fiskeriaktiviteter, der indeholder start- og stop-tidspunkter. Aktiviteter, der er defineret som fiskeri, tilknyttes desuden et id der kan bruges til at definere hvilke punkter der udgør et samlet skrab. En algoritme, der kan styre automatisk oparbejdning af alle loggede data efter ovennævnte kriterier er udarbejdet, i gang med at blive kvalitetssikret, og vil blive brugt i den fremtidige oparbejdning af data.

Ud fra de modtagne punkter genereres linjer ved at forbinde punkterne der tilhører samme skrab med en lige linje. Tilhørsforhold afgøres ud fra trækid-kolonnen der er en del af punkt-datasættet. De fremkomne linjer fra black box data anvendes til at generere arealer ved at lægge en buffer omkring dem, der dækker det skrabede areal. Bredden af bufferne er sat individuelt for hvert træk. På baggrund af fartøjets id samt antallet og bredden af skraberne i de forskellige typer fiskerier (blåmuslinger, østers og søstjerner) beregnes bredden af bufferen via logbogsdata.

11.2 Black box resultater

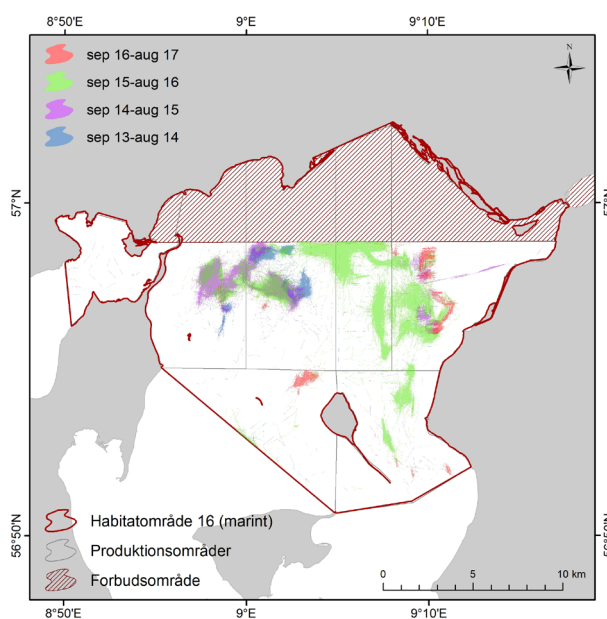
I fiskerisæsonen 2016/2017 (data fra september 2016 til juni 2017, begge måneder inklusive) er det samlede påvirkede areal ved blåmuslingefiskeri beregnet til 3,0 km², mens søstjernefiskeri har påvirket 1,4 km², hvilket udgør hhv. 1,0% og 0,4% af arealet af Natura 2000 området i Løgstør Bredning (Figur 14).



Figur 14. Arealpåvirkning i fiskerisæsonen 2016/17 i Løgstør Bredning ved fiskeri efter blåmuslinger (venstre) og søstjerne (højre). Arealet er genereret ud fra blackbox data.

11.3 Påvirket areal ved gentaget fiskeri (kumulative effekter)

Gentaget fiskeri efter blåmuslinger kan have en kumulativ påvirkning, når fiskeriet udføres år efter år i det samme Natura 2000 område. Formålet med dette afsnit er at vurdere omfanget af den kumulative påvirkning. De faktiske arealpåvirkninger i de enkelte fiskerisæsoner er generet ud fra black box data fra Løgstør bredning. Fiskeriet har i den samlede periode (2013-2017) påvirket 1,0-8,1% af den marine del af Natura 2000 området (Tabel 5), og den samlede arealpåvirkning for alle fire fiskerisæsoner er vist i Figur 15.



Figur 15. Arealpåvirkning for fiskerisæsonerne 2013/14, 2014/15, 2015/16 og 2016/17 i Løgstør Bredning. Arealerne er genereret ud fra black box data.

De kumulative effekter for de enkelte økosystemkomponenter blåmuslinger, bundfauna og makroalger tager hensyn til om det samme areal er blevet påvirket flere gange således, at arealer der allerede er påvirket én gang indenfor den samme fiskerisæson ikke tæller to eller flere gange i den samlede arealpåvirkning. Arealer påvirket imellem fiskerisæsoner indgår i hver enkelt sæsons arealpåvirkning, hvorfor der ikke regnes med reduceret overlap mellem sæsoner (for uddybning se Nielsen et al. 2015). Den gennemsnitslige biomasse for områder med $>1 \text{ kg m}^{-2}$ er beregnet til $1,79 \text{ kg m}^{-2}$ i hele Løgstør Bredning, hvorfor et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger i fiskerisæsonen 2016/2017 maksimalt vil påvirke $8,6 \text{ km}^2$, svarende til 2,7% af den marine del af Natura 2000 området i Løgstør Bredning (Tabel 5). Arealpåvirkningen af et fiskeri af 4.000 t søstjerner må maksimalt have en arealpåvirkning på 2,5%.

Tabel 5. Arealpåvirkning genereret ud fra black box data for fiskeriet/omplantning i Løgstør Bredning i perioden 2013-2017. Fiskerisæsonen 2017/2018 er baseret på et hhv. fiskeri efter 10.000 t blåmuslinger (ansøgt) eller 8.000 t (anbefalet) og en biomasse på $1,79 \text{ kg m}^{-2}$. Der er i beregningerne anvendt et areal for habitatområde H16 på 316 km^2 og en effektivitet af muslingeskraberen på 65%.

Fiskerisæson	Mængde (ton)	Biomasse i fisket område (kg m^{-2})	Arealpåvirkning (konsum + omplantning)	
			km^2	%
2013/2014	8.120	-	4,1	1,3
2014/2015	9.475	-	10,0	3,2
2015/2016	14.282	-	25,6	8,1
2016/2017	5.580	-	3,0	1,0
2017/2018 (ansøgt)	10.000	1,79	8,6	2,7
2017/2018 (anbefalet)	8.000	1,79	6,9	2,2

I de tidligere afsnit i konsekvensvurderingen er muslingefiskeriets effekt på muslingebestand, forekomst af ålegræs, makroalger og bundfauna undersøgt, og det er angivet hvor lang gendannelsestiden er for de enkelte økosystemkomponenter.

Gendannelse af ålegræs kan vare fra 2-100 år afhængig af bundforhold, eksponering mm og er som rettesnor estimeret til at vare >20 år. Ingen af miljødirektiverne har været implementeret i denne periode og forvaltningen har følgelig ikke taget højde for påvirkning af ålegræs. Evt. påvirkning af ålegræsset fra før dette blev en del af forvaltningen, giver derfor ikke mening. Siden 2008/2009 har en faglig vurdering godtgjort, at ålegræsset ikke er blevet påvirket af det tilladte fiskeri. Det er endvidere en helt klar forudsætning i muslingepolitikken, at ålegræs heller ikke i fremtidigt fiskeri må påvirkes negativt. Derfor vil der ikke være kumulative effekter på ålegræsset ved gentaget fiskeri.

Gendannelse af makroalger, blåmuslinger og bundfauna er vurderet til at vare henholdsvis 5, 3 og 2-4 år og det er disse gendannelsestider, der ligger til grund for beregning af kumulative effekter. På baggrund af black box data, ansøgt kvote og biomassetæthed samt gendannelsestiderne er det muligt at beregne hvor store områder, der vil blive påvirket, eller vil være i en tilstand af gendannelse i forhold til de senere års fiskeri, og det fiskeri der konsekvensvurderes for fiskeriperioden 2017/2018. De meget grundige undersøgelser af ud-

bredelse af makroalger via transektundersøgelser foretaget af DTU Aqua har tilvejebragt et fagligt grundlag, der ikke tidligere har været tilgængeligt, og har vist, at makroalgerne ikke er homogent fordelt i Løgstør Bredning og i høj grad er knyttet til fx stenede substrater. Ved en beregning af de kumulative effekter skal der tages højde for den ikke homogene fordeling. I denne konsekvensvurdering er det gjort ved at beregne andelen af stationer på de enkelte transekter, hvor der på videooptagelsen er observeret makroalger i forhold til samtlige stationer. Der er i denne andel ikke sondret mellem invasive og ikke-invasive makroalger, ligesom der heller ikke er taget højde for dækningsgrader. Det betyder at en dækningsgrad på 1% eller mindre tæller lige så meget som en dækningsgrad på fx 30%. Endelig er der ikke skelnet mellem dybder, og stationer på fx 2 m dybde med høj sandsynlighed for forekomst af makroalger tæller lige så meget som stationer på fx 6 m. Dermed er der sikret forsigtighed i estimatet. På alle stationer af hver 90-100 m for årene 2009-2015 var der i gennemsnit makroalger på 74% af punkterne, mens der i 2016 var makroalger på 75% af stationerne, som var placeret udenfor ålegræskasserne og på vanddybder >5 m. For beregningen af kumulative effekter betyder det, at arealpåvirkning i et enkelt år på makroalger er = arealpåvirkningen på blåmuslinger x 0,75.

Arealberegningerne baserer sig på faktiske målinger af fiskeriets arealpåvirkning fra black box systemet. For den kommende sæsons fiskeri estimeres arealpåvirkning på baggrund af ansøgt kvote, biomassetætheden ($1,79 \text{ kg m}^{-2}$), en antagelse af, at 65% af muslingerne fjernes ved skrab, og at et areal kun skrabs én gang i løbet af sæsonen. For de kumulative beregninger antages det, at et areal først indgår i fiskeriet igen, når det er gendannet, hvorfor arealer der påvirkes af fiskeri over flere sæsoner indgår i hver enkelt sæsons arealpåvirkning. Præmisserne for beregningen er således forsigtige og vil under de fleste forhold overestimere den kumulative effekt.

De samlede kumulative effekter på økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna er vist i Tabel 6. Den samlede kumulerede påvirkning ved et fiskeri i henhold til anmodningen fra LFST og anbefalet kvote af både muslinger og søstjerner fremkommer ved at lægge arealpåvirkningen ved den kommende sæsons søstjernefiskeriet til arealpåvirkningen for hhv. anmodet og ansøgt kvote for økosystemkomponenten makroalger.

Fiskeri af søstjerner med søstjernevod påvirker ikke havbunden på samme måde som den lette muslingeskraber. Undersøgelser (Petersen et al. 2016b) af søstjernevoddets effekt på bundfauna og makroalger er blevet gennemført på forskellige bundtyper så som muslingebanker, blødbund samt makroalger på hård bund. Undersøgelserne viser, at der ingen signifikant effekt er af søstjernevoddet på diversitet og forekomst af infauna eller makroalger. Der blev observeret begrænsede mængder makroalger i voddet efter træk henover en bund med makroalger, hvilket indikerer, at voddets effekt på makroalger er begrænset. Dette forudsætter imidlertid, at der ikke fanges større sten, hvilket er observeret ved forsøgsfiskeriet. Det er imidlertid ikke sandsynligt, at der vil foregå søstjernefiskeri i områder, hvor der er flere større sten idet det kan ødelægge voddet og da der her ikke vil være tætte forekomster af blåmuslinger og dermed søstjerner. Baseret på ovenstående undersøgelser anbefaler Petersen et al. (2016), at der ved beregning af kumulative effekter regnes med en påvirkning på 0 for økosystemkomponenten bundfauna, mens voddets effekt på makroalger sættes til 30-50% af effekten af den lette muslingeskraber, da der er observeret afrevne makroalger, men dog ikke signifikante forskelle i udbredelse i forhold til kontrolområdet (ingen fiskeri med søstjernevod). For beregningerne betyder det, at arealpåvirkningen af søstjernevoddet for økosystemkomponenten makroalge er beregnet således, at der er korrigeret for makroalgernes ikke homogene fordeling (0,75) og den reducerede effekt (50%) af søstjernevoddet i forhold til muslingeskraberen ($0,4\% \times 0,5 \times 0,75 = 0,2$). Søstjernevoddet er ikke antaget at påvirke ålegræs, da der er lagt seks ålegræskasser indenfor Natura 2000 området i Løgstør Bredning, hvor der ikke må foregå hverken muslinge- eller søstjernefiskeri.

I det tilfælde, at der vil forekomme et fiskeri af 4.000 t søstjerner i Løgstør Bredning i løbet af fiskerisæsonen 2017/2018, vil DTU Aqua anbefale, at arealpåvirkningen opgøres månedsvist vha. black box data og der maksimalt må være en arealpåvirkning på 2,5%. Anbefalingen er baseret på, at søstjerner ikke er sessile organismer som muslinger, hvorfor biomasseforekomsterne er dynamiske både rumligt og tidsligt. Søstjerne vil derfor variere i forhold til placering og mængde i løbet af året og påvirkes af miljøforhold fx iltvind.

Tabel 6. Kumuleret arealpåvirkning i % af totalarealet af den marine del af habitatområde H16 for blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Til beregningerne er brugt gendannelsestider på hhv. 3, 5 og 2 år. Den kumulerede effekt er beregnet de foregående år i henhold til gendannelsestid + påvirkning ved det anmodede fiskeri (10.000 t blåmuslinger og 4.000 t søstjerner). For blåmuslinger og bundfauna antages, at økosystemkomponenterne påvirkes svarende til det skræbte areal. For makroalger antages, at økosystemkomponenten påvirkes svarende til 75% af arealet af blåmuslinger (se tekst). *Arealpåvirkningen for søstjernefiskeriet udgør 0,2% af den total arealpåvirkning for makroalger i fiskerisæsonen 2016/17.

	Gendannelsestid (år)	2013/14 (%)	2014/15 (%)	2015/16 (%)	2016/17 (%)	2017/18 Anmodet 10.000 t (%)	2017/18 Søstjerner 4.000 t (%)	Kumuleret inkl. søstjerner (%)
Blåmusling	3			8,1	1,0	2,7	0	11,8
Makroalger	>5	1,0	2,4	6,0	0,9*	2,1	Max 2,5	14,9
Bundfauna	2-4		3,2	8,1	1,0	2,7	0	15,01
Ålegræs	>20	0	0	0	0	0	0	0

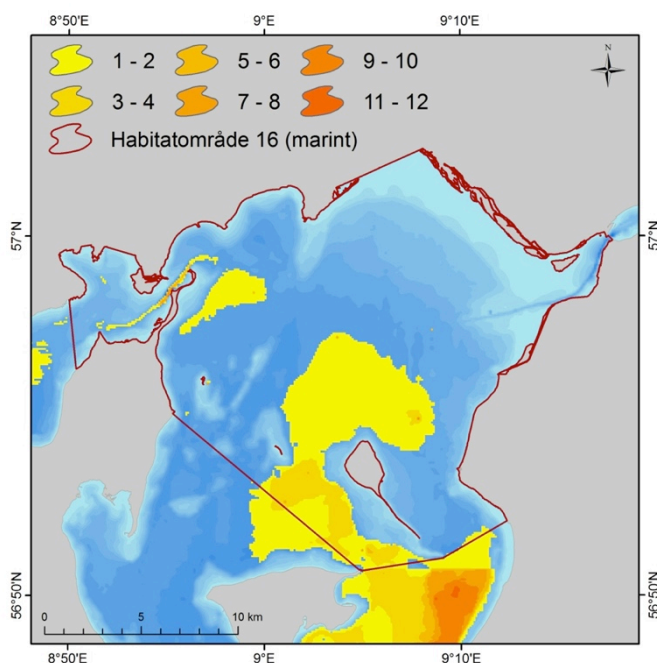
Den kumulative effekt for de enkelte økosystemkomponenter er beregnet ud fra de gendannelsestiderne, som angiver den periode, som arealpåvirkningen skal kumuleres over for de forgangne sæsoners fiskeri, inklusiv den kommende fiskerisæsons estimerede arealpåvirkning ved et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger og 4.000 t søstjerner. Den samlede kumulerede påvirkning ved et fiskeri af 10.000 t blåmuslinger i fiskerisæsonen 2017/2018 er estimeret til 11,8% for blåmuslinger, 14,9% for makroalger og 15,01% for bundfauna (Tabel 6), hvilket betyder, at den samlede kumulerede arealpåvirkning for bundfauna vil overskride de maksimalt tilladte 15% og tæt på for økosystemkomponenten makroalger (14,9%). DTU Aqua anbefaler derfor en kvote på 8.000 t blåmuslinger for fiskerisæsonen 2017/18, hvor den beregnede arealpåvirkning vil være 6,9 km², svarende til 2,2% af arealet af habitatområdet (Tabel 5). Dette vil betyde, at den kumulerede arealpåvirkning inklusiv et søstjernefiskeri på 4.000 t vil være 11,3%, 14,4% og 14,5% for hhv. blåmuslinger, makroalger og bundfauna.

11.4 Iltforhold

Reducerede iltkoncentrationer fx i forbindelse med iltvind kan påvirke en række af de centrale økosystemkomponenter i muslingepolitikken. Fx er iltvindshændelser, med massedød af blåmuslinger, rapporteret for en række områder i Limfjorden, herunder Løgstør Bredning. I forbindelse med disse hændelser er der registreret tab af muslinger, der overstiger landingerne fra fiskeriet med en faktor 3-4 (Dolmer et al. 1999, Kristensen & Hoffmann 2000).

Iltindholdet i Limfjorden er siden 1988 blevet målt af miljøcentre i Ringkøbing og Aalborg på en række faste stationer, herunder også i Løgstør Bredning. I sommeren 2017 er der indtil videre ikke blevet målt iltsvind i Løgstør Bredning (status midt juli).

På Figur 16 er den gennemsnitslige hyppigheden af kraftigt iltsvind i Løgstør for perioden 1993-2012 vist. Som det fremgår af figuren er det primært de sydligste områder, der er blevet ramt af iltsvind, mens den nordlige del kun i begrænset omfang er blevet udsat for iltsvind eller kraftigt iltsvind. Iltsvind og specielt kraftigt iltsvind kan forventes, at påvirke bestanden af blåmuslinger negativt.



Figur 16. Hyppigheden af kraftigt iltsvind, der kan forventes at påvirke bestanden af blåmuslinger negativt, i Løgstør Bredning i årene 1993-2012. Data baserer sig på Naturstyrelsens observationer på deres iltsvindstogter. Kraftigt iltsvind er defineret som <20% iltmætning i 2 uger eller <10% mætning i 1 uge.

11.5 Konklusion for kumulative effekter

Den kumulative effekt af et gentagende fiskeri i samtlige år, inklusive den kommende sæsons fiskeri efter 10.000 t blåmuslinger, er beregnet for økosystemkomponenterne blåmuslinger, makroalger og bundfauna. Hertil skal lægges effekten af et fiskeri på 4.000 t søstjerner, men kun til økosystemkomponenten makroalger. I beregningen er gendannelsestiden efter et fiskeri for de tre økosystemkomponenter anvendt til at vurdere, hvor langt tilbage i tiden fiskeriets påvirkning skal kumuleres over. Beregningerne for den af DTU Aqua anbefalede kvote på 8.000 t viser, at for ingen af økosystemkomponenterne er der potentiel konflikt med en max. 15% arealpåvirkning. Dette er i et vist omfang forårsaget af lave landinger i de senere år.

Der er ved beregningerne af påvirket areal for den kommende sæson foretaget antagelser om effektivitet af redskaberne, tæthed af bestandene mm. som vil resultere i usikkerheder, mens arealpåvirkningen fra de tidligere sæsoner er baseret på fiskeri aktiviteter registreret via black box systemet.

12 ANDRE BESKYTTELSESHENSYN

12.1 Beskyttede fugle

Hele Løgstør Bredning og dermed produktionsområde 32-34 og 36-39 er udpeget som Fuglebeskyttelsesområde F12 (Bilag 3). I udpegningsgrundlaget er fem arter (hvinand, toppet skallesluger, kortnæbbet gås, lysbuget knortegås og dværgterne) som alle forekommer i det marine område. Hovedparten af de fuglearter, der udgør udpegningsgrundlaget, er trækfugle der fortrinsvis befinder sig i området i vinterperioden.

12.1.1 Muslingespisende fugle

Af arterne i udpegningsgrundlaget er det kun hvinand, der fouragerer på muslinger. Hvinanden har et bredt fødevalg, som både omfatter plantedele, insekter, krebsdyr, bløddyr og fisk (Madsen 1954, Jepsen 1976). Andelen af blåmuslinger kan lokalt udgøre op til 60% af fødevalget, når forekomsten af andre fødekilder er begrænset (Pehrsson 1976). Hvinand fouragerer på muslinger med størrelser op til 12 mm (Madsen 1954). Muslinger af kommerciel interessant størrelse har et mindstemål på 45 mm, og er således ikke størrelsesmæssigt tilgængelige for hvinanden.

Hvinanden overvintrer i Danmark. Den ankommer i september og især oktober måned, og forlader landet igen i april og maj måned. Fiskeriet af blåmuslinger fra de syv produktionsområder i Løgstør Bredning vil foregå i samme periode, som ænderne er ankommet for at overvinde i. Hvinand søger føde om dagen, hvor arten dykker fra vandoverfladen og tager føde dels på bunden og dels i den mellemste del af vandsøjlen. Ænderne dykker på mellem 1-6 m, sjældent dybere. Hvinændernes dybdefordeling i Limfjorden er ikke undersøgt systematisk, men danske undersøgelser fra omegnen af Nysted Vindmøllepark ved Lolland viser, at henholdsvis 74% og 21% af 7.500 hvinænder fordelt på 707 flokke optalt i dybdeintervallerne 0-2 m og 2-4 m. Af de resterende blev 5% noteret på dybder mellem 4-8 m, og 0,5% på dybder mellem 8-22 m (Petersen et al. 2006).

DCE (Nationalt Center for Miljø og Energi) har opdateret fugletallene for 6 danske Natura 2000 områder, herunder Løgstør Bredning. Måltallet for hvinand er blevet justeret fra 12.000 individer til 1.732 individer (Petersen et al. 2016a). DCE har tidligere beregnet den mængde muslinger, der skal være til rådighed i Natura 2000 området i Løgstør Bredning for hvinand ved en bestand på 12.000 individer (Clausen et al. 2009). Med de nye måltal (1.732) bliver mængden af muslinger, der skal være til rådighed på ca. 2.407 t blåmuslinger årligt. Heri er indregnet, at ikke alle muslinger vil være tilgængelige som føde for hvinanden på baggrund af undersøgelse af Goss-Custard et al. (2004). DTU Aquas undersøgelser af forekomsten af blåmuslinger i 2017 angiver en bestand på 113.259 ± 22.496 t i fuglebeskyttelsesområde F12 i Løgstør Bredning. Fødebehovet for hvinand udgør ca. 2% af muslingebestanden i 2017. Et fiskeri af op til 10.000 t, som angivet i anmodningen fra LFST vil fjerne op til 9% af bestanden i området.

12.1.2 Påvirkning af fødegrundlag for fiskespisende fugle

Fødegrundlag for fiskespisende arter, der indgår i udpegningsgrundlaget (toppet skallesluger og dværgterne) kan blive påvirket af muslingefiskeri, hvis naturtyperne, der indgår i Natura 2000, forringes i forhold til at producere og holde en bestand af mindre fiskearter. Natura 2000 planen angiver, at levested for dværgterner er "moderat" i Løgstør Bredning, mens der ikke er angivet status for levested for toppet skallesluger. Ifølge DCE er bevaringsprognosen for Løgstør Bredning ukendt for både dværgterne og toppet skallesluger, men har begge gunstig national bevaringsstatus (Therkelsen et al. 2013). Undersøgelser af fiskefaunaen på større dybde end 3 m viser et skift fra store bundfisk (rødspætte, skrubbe) i 1990'erne til pelagiske arter (sild og brisling) i Limfjorden (Tomczak et al. 2012). I de senere år er disse bestande reduceret og erstattet af små

bentiske arter som kutlinger mv., og dermed er der sket en forbedring af fødegrundlaget for disse fugle. Det konsekvensvurderede muslingefiskeri kan således ikke forventes at forringe de to fuglearters status.

12.1.3 Forstyrrelse af fugle

Basisanalysen for Løgstør Bredning angiver i trusselsvurderingen forstyrrelse på ynglepladserne som den største for dværgerterne (Miljøministeriet 2014). En dybdegrænse på 5 m kan sikre, at ynglende og rastende fugle, fx dværgerterne, ikke vil blive forstyrret. Således vil fiskeriet pga. dybdegrænsen ske i en afstand på 200-400 m fra vigtige fuglelokaliteter herunder Feggeklit.

For toppet skallesluger er der sket en markant reduktion i antallet af fældende fugle, og det kan ikke udelukkes, at dette kan skyldes øget rekreativ sejladsaktivitet (Miljøministeriet 2014). Ved muslingefiskeri vil der maksimalt forekomme 15 fartøjer i et produktionsområde af gangen, og under fiskeri sejles der med en hastighed på maks. 4 knob. Fiskeriets forstyrrelse vil således være af en anden karakter end andre mere hurtigsejlende fartøjer.

12.1.4 Kumulative effekter for fugle

Muslingefiskeri vil ikke bidrage til en nedgang i bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men kan sammen med jagtaktiviteter på hvinand og toppet skallesluger samt øvrige aktiviteter i Løgstør Bredning have en kumulativ effekt i forhold til forstyrrelse fra muslingefiskeri. Den muslingeædende art, hvinand, skal have en mængde muslinger til rådighed svarende til 2.407 t blåmuslinger, hvilket svarer til ca. 2% af den totale muslingebiomasse. Fiskeædende arter (toppet skallesluger og dværgerterne) vil ikke få forringet adgang til føde, idet der i Limfjorden er sket et skift til mindre bundlevende fiskearter, og dermed en forbedring af fødegrundlaget for disse fugle. DTU Aqua vurderer derfor, at muslingefiskeriet ikke vil bidrage negativt til bestanden af de enkelte arter i udpegningsgrundlaget, men fiskeriet kan medføre forstyrrelse af de beskyttede fugle, hvis >15 fartøjer udfører fiskeri i samme produktionsområde.

12.2 Bilag IV-arter

Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter, herunder fisk og pattedyr (Bilag IV-arter). Der er ikke udpeget nogle fiskearter for H16. Særligt beskyttede pattedyr i udpegningsgrundlaget for Løgstør Bredning er spættet sæl og odder. Det samlede udpegningsgrundlag for habitatområde H16 kan ses i bilag 4 (Miljø- og Fødevarerministeriet 2016).

12.2.1 Havpattedyr

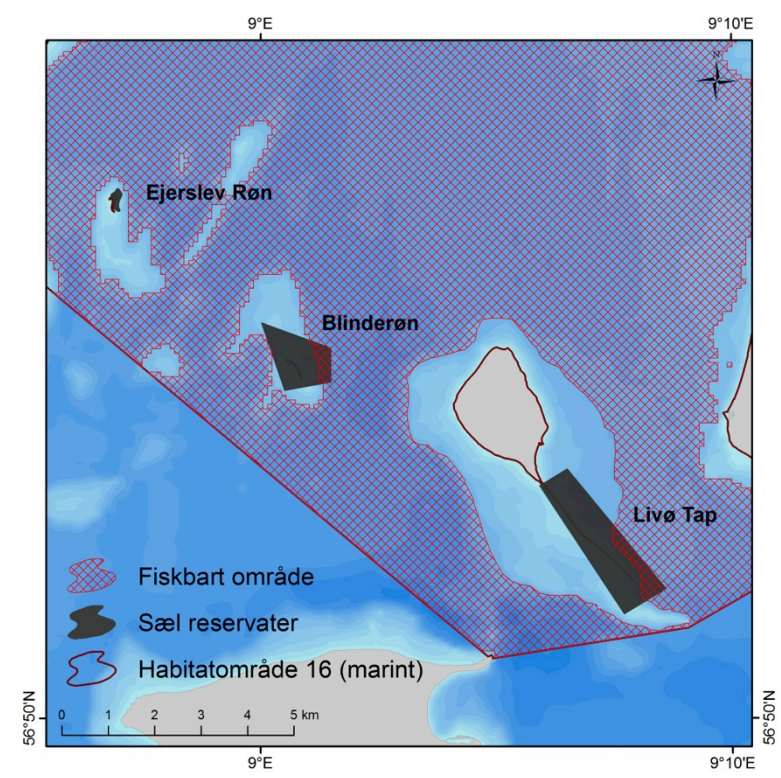
Sæler: Habitatdirektivets artikel 12 indfører en streng beskyttelse af en række arter (Bilag IV-arter), herunder spættet sæl. Der er udpeget tre sælreservater i Natura 2000 området i Løgstør Bredning: Livø Tap, Blinde Røn og Ejerslev Røn (Figur 17) erhvervsfiskeri er tilladt i reservaterne. Spættet sæl vides med sikkerhed at fælde og yngle på Blinde Røn og Ejerslev Røn, mens det er uvist om spættet sæl yngler på Livø Tap. Alle tre lokaliteter bruges hele året som hvilepladser. De årlige tællinger viser store svingninger i antallet af spættede sæler på de tre lokaliteter, men generelt har antallet i området dog været faldende siden den sidste sælepidemi. Først og fremmest kan det skyldes et dårligere fødegrundlag. Muligvis kan sejllads for tæt på rasteplasserne udgøre et problem (Miljøministeriet 2014)

Spættet sæl er Danmarks mest almindelige sælart (bestand 16.100 i 2012 (Härkonen et al. 2013)), og de forskellige bestande er samlet vokset med 6-13% om året siden 1988. Denne samlede vækst er sket selvom man har set en faldende vækst i flere bestande gennem de senere år. Spættet sæl yngler i sommermånederne i

Danmark på flere ynglepladser herunder det vestlige Limfjorden. Spættet sæl har været fredet siden 1977, der gives dog dispensation til, at fiskere kan skyde nogle få dyr. I dag er det derfor hovedsageligt forstyrrelse på yngle- og hvilepladser, og begrænsninger i føden og jagt i nogle få områder der begrænser antallet af spættet sæl. Spættet sæl er følsom over for forstyrrelse i sommerperioden, i juni–juli pga. yngleperioden og i august pga. fældning (<http://mst.dk/natur-vand/natur/artsleksikon/pattedyr/spaettet-sael/>). Muslingefiskeriet i Limfjorden holder typisk sommerpause i juli-august, og vil derfor ikke forstyrre i denne periode.

Skibstrafik kan forstyrre sælerne, men generelt er sæler meget tolerante overfor tilbagevendende forstyrrelser (Edrén et al. 2010). Dette er påvist i studier i forbindelse med opførelsen af Øresundsbroen. De 15 fartøjer der maksimalt vil være i ét produktionsområde af gangen, vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af sælerne lokalt i kortere perioder. Dybdegrænsen for fiskeri på 5 m i 2017/2018 sikrer, at der opretholdes en afstand til de lokaliteter sælerne opholder sig på. Således vil fiskeriet pga. dybdegrænsen ske i en afstand på 200-400 m fra rev og banker NV for Livø, herunder Ejerslev Røn. Dybdeforholdene omkring Livø Tap reservatet er anderledes, dybdegrænsen på 5-6 m vil medføre at afstanden på det tætteste sted er ca. 180 m og den største afstand er ca. 1,8 km omkring Livø Tap.

Der er ikke registreret bifangst af sæler i muslinge- og søstjernefiskeriet. Årsagen til dette er ukendt, men det kan skyldes, at sæler har en veludviklet hørsans og derved er i stand til at undgå fartøjerne og skraberen.



Figur 17. Sælreservater i habitatområdet Løgstør Bredning (H16). Det Fiskbare område er defineret som dybder over dybdegrænsen på 5 m og >6 m omkring Livø Tap ifølge anmodningen fra LFST. Sælreservaterne er ikke lukkede for erhvervsfiskeri.

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker fødegrundlaget for sæler i Løgstør Bredning. Undersøgelser i Limfjorden viser, at sæler æder mange forskellige fiskearter, hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Det er kun, når bestandene for alle fiskearter falder eller forsvinder, som det er set i Limfjorden i de senere år, at sælerne er nødt til at søge væk (Lauersen 2001). Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslinge- og søstjernefiskeriet vil foregå i et begrænset område af

H16 (2,7 eller 2,2% (muslinger) + Maks. 2,5% (søstjerner)) fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at muslingefiskeriet vil have en betydende effekt på sælernes fødegrundlag i Løgstør Bredning.

Skibstrafik er hyppig i habitatområdet Løgstør Bredning, og der er en risiko for at dette stresser sæler i Løgstør Bredning. Muslingefiskeriet vil bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området. Forstyrrelser fra skibstrafik, herunder muslinge- og søstjernefiskeri i området kan forstyrre og stresser sæler i habitatområdet i Løgstør Bredning.

Odder: Den seneste landsdækkende overvågning af odderens udbredelse i Danmark foretaget af Naturstyrelsen og DCE i 2011-2012 viser, at odderen nu findes i hele Jylland samt delvist på Fyn og Sjælland. Odderen har været i fremgang siden 1980'erne, hvor den stort set kun fandtes i det nordvestlige Jylland (Søgaard et al. 2013). Odderen lever i både salt- og ferskvand som fx uforstyrrede vandløb, søer, moser og fjordområder, hvor der er gode skjulmuligheder i form af vegetation. Føden består hovedsageligt af fisk i størrelsen 10-15 cm, men også frøer, små pattedyr, fugle og krebsdyr kan indgå i føden. Odderen er nataktiv og opholder sig derfor hovedsageligt i sin hule om dagen. De fleste unger bliver født om sommeren eller i efteråret, selvom odderen kan føde unger på alle tidspunkter af året. For at odderen yngler, skal der være skjul i form af fx rørskov og krat. Tilstrækkeligt skjul gør også odderen mere tolerant overfor menneskelige forstyrrelser som fx færdsel, lystfiskeri og jagt (Miljø- og Energiministeriet 1996).

I habitatområdet H16, Løgstør Bredning er odderen vidt udbredt især i søer og åer i den nordlige del af H16 (Miljøministeriet 2014).

Odderen er følsom over for forstyrrelse, specielt i yngleperioden. Muslingefiskeriet foregår hele året, men typisk i god afstand til kysten, hvor odderen skjulested findes. Skibstrafik, herunder muslingefiskeri kan forstyrre odderne. De 15 fartøjer, der maksimalt vil være i ét produktionsområde af gangen, vil medføre en forholdsvis lille forstyrrelse af odderen lokalt i kortere perioder og dybdegrænsen for fiskeri på >5 m vil sikre, at der opretholdes en afstand til oddernes skjulesteder. Muslinge- og søstjernefiskeriet vil imidlertid bidrage til den kumulative forstyrrelse, sammen med den øvrige skibstrafik i området.

Der er ikke registreret bifangst af oddere i muslingefiskeriet. Årsagen til dette er ukendt, men det kan skyldes, at oddere hovedsagelige er nataktive, hvorfor der er begrænset tidsligt overlap med muslingefiskeri, som kun må foregå fra solopgang til solnedgang. Derudover er odderen en god svømmer, som derved er i stand til at undgå fartøjerne og skraberne.

Det er ukendt i hvilket omfang muslingefiskeriet påvirker fødegrundlaget for odder. Imidlertid består odderens føde af mange forskellige fiskearter (Miljø- og Energiministeriet 1996), hvilket tyder på at de er gode til at tilpasse sig ændringer i fødegrundlaget. Med et så bredt fødegrundlag og under hensyntagen til at muslingefiskeriet vil foregå i et begrænset område af H16 fordelt på flere måneder, forventer DTU Aqua ikke, at muslinge- eller søstjernefiskeriet vil have en betydende effekt på odderens fødegrundlag i Løgstør Bredning.

13 REFERENCER

- Agüera A, Trommelen M, Burrows F, Jansen JM, Sechellekens T, Smaal A (2012) winterfeeding activity of the common starfish (*Asteria rubens* L.): The role of temperature and shading. *Journal of sea Research* 72:106-112.
- Barnette MC (2001) A review of the fishing gear utilized within the Southeast Region and their potential impacts on essential fish habitat. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-449: 62 p.
- Bergamasco A, De Nab L, Flindt MR, Amos CL (2003) Interactions and feedbacks among phyto-benthos, hydrodynamics, nutrient cycling and sediment transport in estuarine ecosystems. *Continental Shelf Research* 23: 1715–1741.
- Borum J (1985) Development of epiphytic communities in eelgrass (*Zostera marina*) along nutrient grading in a Danish estuary. *Marine Biology* 87:211-218.
- Britton-Simmons KH (2007) Direct and indirect effects of the introduced algae *Sargassum muticum* on benthic, subtidal communities of Washington State, USA. *Marine Ecology Progress Series* 277: 61-78.
- Burkholder JM, Tomasko DA, Touchette BW (2007) Seagrasses and eutrophication. *Journal of experimental biology and ecology*. 350:46-72.
- Buschbaum C, Chapman AS, Saier B (2006) How an introduced seaweed can affect epibiota diversity in different coastal systems. *Mar. Biol.* 148: 743-754.
- Canal-Vergés P, Vendel M, Valdemarsen T, Kristensen E, Flindt MR (2010) Resuspension created by bedload transport of macroalgae: implications to ecosystem functioning. *Hydrobiologia* 649:69–76.
- Canal-Vergés P, Petersen JK, Rasmussen EK, Erichsen A (2016) Validating GIS tool to assess eelgrass potential recovery in the Limfjorden (Denmark). *Ecological modelling* 338:135-148.
- Cardoso PG, Pardal MA, Lillebø AI, Ferreira SM, Raffaelli D, Marques JC (2004) Dynamic changes in seagrass assemblages under eutrophication and implications for recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 302:233-148.
- Carstensen J, Krause-Jensen D, Dahl K, Henriksen P (2008) Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 90 pp. - NERI Technical Report No. 683. <http://www.dmu.dk/Pub/FR683.pdf>
- Carstensen J, Krause-Jensen D (2009) Fastlæggelse af miljømål og indsatsbehov ud fra ålegræs i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU nr. 256. <http://www.dmu.dk/Pub/AR256.pdf>
- Carstensen J, Krause-Jensen D. (2012) Udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse i udvalgte områder. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 34.
- Charlier RH, Morand P, Flinkl CW (2013) How Brittany and Florida coasts cope with green tides. *International Journal of environmental studies* 65:2, 191-208.
- Churchill, AC (1983) Field studies on seed-germination and seedling development in *Zostera marina* L. *Aquat. Bot.* 16(1):21-29.
- Clausen P, Laursen K, Petersen KI (2009) Muslingebanker versus fugleliv i den vestlige Limfjord. Kapitel i Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E, Geitner K, Borgstrøm R, Espersen A, Petersen JK, Clausen P, Bassompierre M, Josefson A, Laursen K, Petersen IK, Tørring D, Gramkow M (2009). Udvikling af kulturbanker til produktion af blåmuslinger i Limfjorden. DTU Aqua-rapport nr. 212-2009.
- Cuomo V, Perretti A, Palomba I, Verde A, Cuomo A (1995) Utilisation of *ulva rigida* biomass in the Venice lagoon (Italy): Biotransformation in compost. *Journal of applied Phycology* 7:479-485.

- Dawes CJ, Andorfer J, Rose C, Uranowski C, Ehringer N (1997) Regrowth of the seagrass *Thalassia testidium* into propeller scars. *Aquatic Botany* 58:139-155.
- Dayton PK, Thrush SE, Agardy MT, Hofman RJ (1995) Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosyst* 5:205-232.
- Dinesen GE, Canal-Vergés P, Nielsen P, Filrup K, Geitner K, Petersen JK (2015) Effekter af blåmuslingefiskeri på bundfauna. DTU Aqua-rapport nr. 305-2015. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 31 pp.
- Dolmer, P (2000a) Algal Feeding activity of mussels *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. *J sea Res* 43:113-119.
- Dolmer, P (2000b) Feeding activity of mussels *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. *J sea Res* 44:221-231.
- Dolmer P (2002) Mussel dredging: impact on epifauna in Limfjorden, Denmark. *J. Shellfish Res.* 21: 529-537.
- Dolmer P, Kristensen PS, Hoffmann E (1999) Effects of fishery and oxygen depletion on the population abundance of blue mussels (*Mytilus edulis* L.) in a Danish sound. *Fish. Res.* 40: 73-80.
- Dolmer P, Kristensen T, Christiansen ML, Petersen MF, Kristensen PS, Hoffmann E (2001) Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. *Hydrobiol.* 465: 115-127.
- Duarte CM (2000) Marine biodiversity and ecosystem services: *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:117-131.
- Dyckjær SM, JK Jensen, Hoffmann E (1995) Mussel dredging and effects on the marine environment. ICES C.M. 1995/E:13 ref K, 18 s.
- Dyckjær S, Hoffmann E (1999) Muslingefiskeri i Limfjorden. Havmiljøet ved årtusindskiftet. Ed. Lomstein BÅ. Frederiksborg Olsen & Olsen.
- Edrén SMC, Andersen SM, Teilmann J, Carstensen J, Harders PB, Dietz R, Miller LA (2010) The effect of a large Danish offshore wind farm on harbor and gray seal haul—out behavior. *Marine Mammal Science* 26(3):614-634.
- Eigaard OR, Frandsen RP, Andersen B, Jensen KM, Poulsen LK, Tørring D, Bak F, Dolmer P (2011) Udvikling af skånsomt redskab til muslingefiskeri. DTU Aqua-rapport nr. 238.
- Engelen AH, Primo AL, Cruz T, Santos R (2013) Faunal differences between the invasive Brown macroalgae *Sargassum muticum* and competing native macroalgae. *Biol Invasions* 15:171-183.
- European Commission (2013) Manual of European Union habitats. EUR 28.
- Flindt MR, Pardal MA, Lillebø AI, Martins I, Marques JC (1999) Nutrient cycling and plant dynamics in estuaries: a brief review. *Acta Oecologica* 20 (4), 237–248.
- Flindt MR, Kuusemäe K, Rasmussen EK, Valdemarsen T, Canal-Vergés P (2016) Using a GIS tool to evaluate potential eelgrass reestablishment in eustaries. *Ecological modelling* 338:122-134.
- Frederiksen S, Christie H, Sæthre BA (2005) Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research*, 1:1, 2-19.
- Fredshavn J, Søgaard B, Nygaard B, Johansson LS, Wiberg-Larsen P, Dahl K, Sveegaard S, Galatius A, Teilmann J (2014) Bevaringsstatus for naturtyper og arter. Habitatdirektivets Artikel 17 rapportering. Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 98. <http://dce2.au.dk/pub/SR98.pdf>
- Gallagher T, Richardson CA, Seed R, Jones T (2008) The seasonal movement and abundance of starfish *Asterias rubens* in relation to mussel farming practice a case study from the menai strait, Uk. *Journal of Shellfish Research* 27 (5):1209-1215.

- Geertz-Hansen OG, Sand-Jensen K, Hansen DF, Christiansen A (1993) Growth and grazing control of abundance of the marine Macroalga, *Ulva lactuca* L., in a eutrophic Danish estuary. *Aquatic Botany* 46, 101–109.
- Godcharles MF (1971) A study of the effects of a commercial hydraulic clam dredge on benthic communities in estuarine areas. *Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser.* 64:51 p.
- Goodwin L, Shaul W (1980) Studies of mechanical clam harvest on an intertidal beach near Port Townsend, Washington. *WA. Dep. Fish. Prog. Rep.* 119:26 p.
- Goss-Custard JD, Stillman RA, West AD, Caldow RWG, Triplet P, Durell SEA, McCrorty S (2004) When enough is not enough: shorebirds and shellfishing. – *Proc. Royal Soc. Lond. B.* 271: 233-237.
- Greeve TM, Borum J, Pedersen O (2003) Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). *Limnology and oceanography* 48:210-216.
- Hansen JCR, Reidenbach MA (2012) Wave and tidal driven flows in eelgrass beds and their effect on sediment suspension. *Marine Ecology Progress series.* 448:271-287.
- Harrison PG (1993) Variations in demography of *Zostera marina* and *Z. noltii* on an intertidal gradient. *Aquat. Bot.* 45, 63–77.
- Haven DS (1979) A study of hard and soft clam resources of Virginia. *US Fish Wildl. Serv., Comm. Fish. Res. Devel. Act Final Report Contract Nos.* 3-77-R-1, 3-77-R-2, 3-77-R-3:69 p.
- Hoffmann E, Dolmer P (2000) Effect of closed areas on the distribution of fish and benthos. *ICES J. Mar. Sci.* 57:1310-1314.
- Holmer M, Wirachwong P, Thomsen MS (2010) Negative effects of stress-resistant drift algae and high temperature on a small ephemeral seagrass species. *Conference abstract.*
- Holtegaard LE, Gramkow M, Petersen JK, Dolmer P (2008) Biofouling og skadevoldere: Søstjerner. Rapport til Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.
- Hootsmans MJM, Vermaat JE, & Vierssen Wvan (1987) Seed bank development, germination and early seedling survival of two eelgrass species from the Netherlands; *Zostera marina* and *Zostera noltii*. *Aquatic Botany*, 28: 275-285.
- Härkönen T, Galatius A, Bräeger S, Karlsson O. & Ahola M. (2013) Population growth rate, abundance and distribution of marine mammals. HELCOM Core Indicator of Biodiversity. Rapport til HELCOM.
- Höffle H, Wernberg T, Thomsen MS, Holmer M (2012) Drift algae, an invasive snail and elevated temperature reduces the ecological performance of a warm-temperate seagrass through additive effects. *Marine Ecology Progress Series*, 450: 67–80.
- Jennings S, Kaiser M J (1998) The effects of fishery on marine ecosystems. *Adv Mar Biol* 34: 201-352.
- Jepsen PU (1976) Feeding ecology of Goldeye (*Bucephala clangula*) during the wing-moult in Denmark. – *Dan. Rev. Game Biol.* 10 (4): 1-23.
- Johnson KA (2002) A review of national and international literature on the effects of fishing on benthic habitats. *NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-57:72 pp.*
- Jolley JW (1972) Exploratory fishing for the sunray Venus clam, *Macrocallista nimbosa* in northwest Florida. *Fla. Dep. Nat. Resour. Mar. Res. Lab. Tech. Ser.* 67:42 p.
- Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Stjernholm M, Christensen PB, Nielsen SL (2008) Slutrapport for F&U overvågningsprojekt under NOVANA. Projektittel: Sedimentets betydning for ålegræssets dybdegrænse.
- Krause-Jensen D, Rasmussen MB (2009) Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr.755.

- Kristensen PS, Hoffmann E (2000) Fiskeri efter blåmuslinger i Danmark 1989-1999. DFU-rapport nr. 72-00. 130 p. + English summary. 12 p.
- Laursen K (Red.) (2001) Overvågning af fugle, sæler og planter 1999-2000, med resultater fra feltstationerne. Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU, nr. 350.
- Lyngby JE, Mortensen SM (1996) Effects of dredging activities on growth of *Laminaria saccharina*. Marine Ecology, 17(1-3):345-354.
- Madsen FJ (1954) On the food habits of the diving ducks in Denmark. – Dan. Rev. Game Biol. 2 (3): 157-266.
- Mai H, Fotadar R, Fewtrell J (2010) Evaluation of *Sargassum* sp as a nutrient sink in an integrated seaweed-prawn (ISP) culture system. Aquaculture 310:91-98.
- Maier PP, Wendt PH, Roumillat WA, Steele GH, Levisen MV, Van Dolah R. (1998) Effects of subtidal mechanical clam harvesting on tidal creeks, SCDNR-MRD:38 p.
- Majland P (2005) Succession and algae communities on the eastern breakwater protecting the harbour of Aarhus. Specialrapport, Århus Universitet 1-96.
- Manning JH (1957) The Maryland softshell clam industry and its effects on tidewater resources. Md. Dep. Res. Educ. Resour. Study Rep.11:25 p.
- Manzi JJ, Burrell VG, Klemanowicz KJ, Hadley NH, Collier JA (1985) Impacts of a mechanical harvester on intertidal oyster communities in South Carolina. Final Report: Coastal Energy Impact Program Contract # CEIP-83-06. Governor's Office, Columbia (SC):31p. + tables and figures.
- Marbá N, Holmer M, Gacia E, Barrón C (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM. Chapter 6.
- Markager S, Sand-Jensen K (1992) Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. Mar Ecol Prog Ser 88(1):83-92.
- Markager S, Storm LM, Stedmon CA (2006) Limfjordens miljøtilstand 1985 til 2003. Sammenhæng mellem næringsstoftilførsler, klima og hydrografi belyst ved hjælp af empiriske modeller. Danmarks Miljøundersøgelser. 219 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 577. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Mazé J, Morand P, Potoky P (1993) Stabilization of “green tides” *Ulva* by method of composting with a view to pollution limitation. Journal of applied phycology 5:183-190.
- Mercaldo-Allen R, Goldberg R (2011) Review of the ecological effects of dredging in cultivation and harvest of molluscan shellfish. NOAA technical memorandum NMFS-NE-220.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K, Krause-Jensen D (1998) Patterns of macroalgal species diversity in Danish estuaries. Journal of Phycology, 34: 457–466.
- Middelboe AL, Sand-Jensen K (2000) Long-term changes in macroalgal communities in a Danish estuary. Phycologia: May 2000, Vol. 39, No. 3, pp. 245-257.
- Miljø- og Energiministeriet (1996) Forvaltningsplan for odder (*Lutra lutra*) i Danmark. ISBN: 87-7279-006-7.
- Miljøministeriet (2014) Natura 2000-basisanalyse 2016-2021 Revideret udgave. Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg Natura 2000-område nr. 16 Habitatområde H16, Fuglebeskyttelsesområde F8, F12, F13, F19 og F20. Miljøministeriet, Naturstyrelsen. ISBN: 978-87-7091-023-1
- Miljø- og Fødevareministeriet (2016) Natura 2000-plan 2016-2021. Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg Natura 2000-område nr. 16. Habitatområde H16 Fuglebeskyttelsesområde F8, F12, F13, F19 og F20. Miljø- og Fødevareministeriet, Naturstyrelsen ISBN nr. 978-87-7091-711-7.

- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2013) Målsætninger og forvaltningsprincipper for muslingeskrab og øvrig muslingeproduktion i Natura 2000 områder. <http://naturerhverv.dk/fiskeri/erhvervsfiskeri/muslinger-og-oesters/muslingepolitikken/#c6898>
- Morgan LE, Chuenpagdee R (2003) Shifting gears: Addressing the collateral impacts of fishing methods in US waters. PEW Science Series, Washington, (DC): Island Press: 42 p.
- Møhlenberg F, Andersen JH, Murray C, Christensen PB, Dalsgaard T, Fossing D, Krause-Jensen D (2008) Stenrev i Limfjorden fra naturgenopretning til supplerende virkemiddel. By- og Landskabsstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. Faglig rapport, 16. september 2008.
- Naturstyrelsen (2011) Ålegræsværktøjet i vandplanerne. Arbejdsrapport fra Miljøministeriets og Fødevareministeriets arbejdsgruppe om ålegræsværktøjet.
- Neckles HA, Short FT, Barker S, Kopp BS (2005). Disturbance of eelgrass *Zostera marina* by commercial mussel *Mytilus edulis* harvesting in Maine: dragging impact and habitat recovery. *Mar Ecol Prog Ser* 285: 57-73.
- Newell RC, Seiderer LJ, Hitchcock D R (1998) The impact of dredging work in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the sea bed. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 36: 127–178.
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O (2002) Depth colonization of Eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters, *Estuaries* 25(5):1025-1032.
- Nielsen SL, Banta GT and Pedersen MF (2004) Estuarine nutrient cycling: The influence of primary producers. Kluwer Academic publishers. Aquatic Ecological series 303 p.
- Nielsen P, Canal-Vergés P, Nielsen CF, Geitner K (2015) Notat vedrørende fiskeri efter blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning 2015/2016. Danmarks Tekniske Universitet. Institut for Akvatiske Ressourcer.
- Northeast Region EFHSC (Northeast Region Essential Fish Habitat Steering Committee) (2002) Workshop on the effects of fishing gear on marine habitats off the Northeastern United States October 23-25, 2001 Boston, MA. Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 02-01:86 p.
- Olesen B, Sand-Jensen K (1994) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* 106:147-156.
- Olesen B (1996) Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. *MEPS* 134: 187-194.
- Olesen B, Krause-Jensen D, Christensen PB (2009) Depth related changes in the reproductive capacity of the seagrass *Zostera marina*. Abstract from ASLO Aquatic Sciences Meeting 2009. A cruise through nice waters! Nice, Frankrig.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M, Williams SL (2006) A global crisis for seagrass ecosystems. *BioScience*. 56:12.
- Ostenfeld CH (1908) Ålegræssets (*Zostera marina*'s) vækstforhold og udbredelse i vore farvande. Beretning fra den danske biologiske station XVI. Centraltrykkeriet, København 1908.
- Pedersen MF, Borum J, Brøgger L (1999) Etablering af ålegræs og samspillet mellem plante og miljø. I Lomstein BA (ed.) Havmiljøet ved årtusindeskiftet. Olsen & Olsen, Fredensborg.
- Pedersen O, Binzer T, Borum J (2004) Sulphide intrusion in eelgrass (*Zostera marina* L.). *Plant, cell and environment* 27: 595-602.
- Pehrsson O (1976) Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. – *Ornis scand.* 7: 91-112.
- Petersen JK (2008a) Betydning af bestanden af blåmuslinger for sigtddybde i Limfjorden. DMU notat juni 2008.

- Petersen JK (2008b) Påvirkning fra skaldyrproduktion (skrab, kulturbanker, opdræt) i kystvande i relation til Vandrammedirektivets definition af god økologisk tilstand. DMU notat september 2008.
- Petersen IK, Christensen TK, Kahlert J, Desholm M, Fox AD (2006) Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nysted and Horns Rev, Denmark. NERI Report. DONG Energy and Vattenfall A/S.
- Petersen JK, Maar M, Ysebart T, Hermann PMJ (2013) Near-bed gradients in particles and nutrients above a mussel bed in the Limfjorden: influence of physical mixing and mussel activity. *Marine Ecology Progress Series* 490: 137-146.
- Petersen IK, Clausen P, Nielsen RD, Laursen K (2016a) Tilvejebringelse af måltal for dykænder i seks danske Fuglebeskyttelsesområder. Notat fra DCE Nationalt Center for Miljø og Energi. Aarhus Universitet, Institut for Bioscience.
- Petersen JK, Gislason H, Fitridge I, Saurel C, Degel H, Nielsen CF (2016b) Fiskeri efter søstjerner i Limfjorden. Fagligt grundlag for en forvaltningsplan. DTU Aqua-rapport nr. 308-2016. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet. 35 pp.
- Petraitis, P.S. & Methratta, E.T. (2006) Using patterns of variability to test for multiple community states on rocky intertidal shores. *Jour Exp Mar Bio Ecol* 338:222-232.
- Polte P and Buschbaum C (2008) Native pipefish *Entelurus aequor* are promoted by the introduced seaweed *Sargassum muticum* in the northern Wadden Sea, North Sea. *Aquat.Biol.* 3: 11-18.
- Poulsen LK, Dolmer D, Geitner K, Tørring D, Petersen JK, Nielsen CF, Christoffersen M, Kristensen PS (2010) Supplerende bestandsundersøgelser af blåmuslinger, ålegræs og makroalger på lavt vand i Lovns og Løgstør Bredning. DTU Aqua-rapport nr. 226-2010.
- Ralph PJ, Tomasko D, Moore K, Seddon S, Macinnis-Ng CMO (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum A. W. D., Orth R. J. and Duarte C. M. Chapter 24.
- Rasheed MA (1999) Recovery of experimentally created gaps within a tropical *Zostera capricorni* (Aschers.) seagrass meadow, Queensland, Australia. *Journal of experimental marine biology and ecology* 235:183-200.
- Rasmussen JR, Olesen B, Krause-Jensen D (2012) Effects of filamentous macro-algae mats on growth and survival of eelgrass, *Zostera marina*, seedlings. *Aquatic Botany* 99, 41-48.
- Rheault RB (2008) Review of the environmental impacts related to the mechanical harvest of cultured shellfish, prepared for Cashin Associates for the Suffolk County Shellfish Aquaculture Environmental Impact Study, 24 p.
- Rieman B, Carstensen J, Dahl K, Fossing H, Hansen JW, Jakobsen HH, Josefson AB, Krause-Jensen D, Markager S, Stæhr PA, Timmermann K, Windolf J, Andersen JH (2016) Recovery of Danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: A holistic ecosystem approach. *Ecosystems and Coasts* 39:82-97.
- Rieman B, Hoffmann E (1991) Ecological consequences of dredging and bottom trawling in the Limfjord, Denmark. *Mar Ecol Prog Ser* 69:171-178.
- Robinson JE, Newell RC, Seiderer LJ, Simpson NM (2005) Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine environmental research* 60: 51-68.
- Rubal M, Veiga P, Vieira R, Sousa-Pinto I (2011) Seasonal patterns of tidepool macroalgal assemblages in the north of Portugal. Consistency between species and functional group approaches. *Journal of Sea Research*, 2011 – Elsevier.
- Ruffin KK (1995) The effects of hydraulic clam dredging on nearshore turbidity and light attenuation in Chesapeake, MD, University of Maryland. MS Thesis:97 p.
- Salomonsen J, Flindt MR & Geertz-Hansen O (1997) Significance of advective transport of *Ulva lactuca* for a biomass budget on a shallow water location. *Ecological Modelling*. 102: 129-132.

- Salvaterra T, Green DS, Crowe TP, O’Gorman EJ (2013) Impacts of the invasive alga *Sargassum muticum* on ecosystem functioning and food web structure. *Biological invasions* 15(11):2563-2576.
- Sand-Jensen K, Borum J (1991) Interactions among phytoplankton periphyton and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. *Aquatic botany* 41(1-3):137-176.
- Schubert H, Schygula C (2006) Ansiedlung und Produktion von Makrophyten. Universität Rostock. Projekt: 61403110.
- Spencer BE, Kaiser MJ, Edwards DB (1997) Ecological effects of intertidal Manila clam cultivation: Observations at the end of the cultivation phase. *J. Appl. Ecol.* 34(2):444-452.
- Street MW, Deaton AS, Chappell WS, Mooreside PD (2005) North Carolina Coastal Habitat Protection Plan. NCDENR-DMF, 656 p.
- Svane, I, Setyobudiandi, I (1996) Diversity of associated fauna in beds of blue mussel *Mytilus edulis* L.: Effects of location, patch size, and position within a patch. *Ophelia* 45: 39-53.
- Søgaard B, Wind P, Elmeros M, Bladt J, Mikkelsen P, Wiberg-Larsen P, Johansson LS, Jørgensen AG, Sveegaard S, Teilmann J (2013) Overvågning af arter 2004- 2011. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 50. <http://www.dmu.dk/Pub/SR50.pdf>
- Tarnowski M (2006) A literature review of the ecological effects of hydraulic escalator dredging. *Fish. Tech. Rep. Ser.* 48:30 p.
- Therkildsen OR, Andersen SM, Clausen P, Bregnballe T, Laursen K, Teilmann J. (2013) Vurdering af forstyrrelsestrusler i NATURA 2000-områderne. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 52. <http://www.dmu.dk/Pub/SR52.pdf>
- Tomczak MT, Dinesen GE, Hoffmann E, Maar M, Støttrup JG (2012) Integrated trend assessment of ecosystem changes in the Limfjord (Denmark): Evidence of a recent regime shift? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 117:178-187.
- Troell M, Rönnbäck P, Halling C, Kautsky N, Buschman A (1999) Ecological engineering in aquaculture: use of seaweed for removing nutrients from intensive mariculture. *Journal of Applied Phycology* 11:89-97.
- Valdemarsen T, Canal-Vergés P, Kristensen E, Holmer M, Kristiansen MD, Flindt MR (2010) Vulnerability of *Zostera marina* seedlings to physical stress. *Marine Ecology Progress Series* 418, 119e130.
- Valdemarsen, T. B, Wendelboe, K, Egelund, JT, Kristensen, E. & Flindt, M. (2011) Burial of seeds and seedlings by the lugworm *Arenicola marina* hampers eelgrass (*Zostera marina*) recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 410, s. 45-52.
- Valiela I, McClelland J, Hauxwell J, Behr PJ, Hersh D, Foreman K (1997) Macroalgal blooms in shallow estuaries: controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *Limnology and Oceanography* 42, 1105e1118.
- Van Katwijk MM, Van der Welle MEW, Lucassen ECHET, Vonk JA, Christiansen WK, Inayat al Hakim I, Arifin A, Bouma TJ, Roelofs JGM, Lamers LPM (2011) Early warning indicators for river nutrient and sediment loads in tropical seagrass beds: Abenchmark from near-pristine archipelago in Indonesia. *Marine Pollution Bulletin* 62:1512-1520.
- Veiga P, Rubal M, Vieira R, Arenas F, Sousa-Pinto I (2012) Spatial variability to intertidal macroalgal assemblages on the north Portuguese coast: Consistence between species and functional group approaches. *Helgol Mar Res* (2013) 67:191–201.
- Vining R (1978) Final Environmental Impact Statement for the Commercial Harvesting of Subtidal Hardshell Clams with a Hydraulic Escalator Shellfish Harvester. WA Dep. Fish., Dep. Nat. Resour., 55 p.
- Wade PM (1993) The influence of vegetation pre-dredging on the post dredging community. *Journal of Aquatic Plant Management* 31:141–144.
- Walker DI, Kendrick GA and McComb AJ (2006) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Eds: Larkum AWD, Orth RJ, Duarte CM. Chapter 23.

Watling L, Norse EA (1998) Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clear cutting. *Conserv. Biol.* 12(6):1180-1197.

Wernberg T, Thomsen MS, Strær PA, Pedersen MF (2000) Comparative phenology of *Sargassum muticum* and *Halidrys siliquosa* (Phaeophyceae; Fucales) in Limfjorden, Denmark. *Botanica marina*, vol43, s.31-39.

Williams SL (1988) Disturbance and recovery of a deep-water Caribbean seagrass bed. *Mar Ecol Prog Ser* 42:63-71.
DOI: 10.3354/meps042063.

Ærtebjerg G, Andersen JH and Hansen OS (eds) (2003) Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge for Science and Management. National Environmental Research Institute, 126 pp.

BILAG 1



Miljø- og
Fødevareministeriet
Landbrugs- og
Fiskeristyrelsen

Ref. JPDA
Den 20. juni 2017

Bestilling af rådgivning vedr. blåmuslinge- og søstjerne fiskeri i Løgstør Bredning for 2017/2018 sæsonen

Landbrugs- og Fiskeristyrelsen har modtaget vedlagte fiskeplaner fra Danmarks Fiskeriforening PO angående fiskeri efter blåmuslinger og søstjerner samt stillehavsøsters i Natura 2000 området Løgstør Bredning for den kommende sæson i perioden 1. september 2017 til 1. juli 2018.

DTU Aqua anmodes om, i henhold til køreplanen for flerårige konsekvensvurderinger, at udarbejde en konsekvensvurdering for det ansøgte fiskeri efter blåmuslinger og søstjerner i Løgstør Bredning. Muslingepolitikken målsætninger og præmisser skal anvendes i konsekvensvurderingen – særligt niveauet for acceptabel kumulativ påvirkning, som er fastsat til 15 pct.

GPS data for den forgangne sæson skal anvendes i opgørelsen af kumulative påvirkninger.

Generelle krav til fiskeriet er anvendelse af teknisk udstyr (Black Box), anvendelse af den lette skraber, genudlægning af større sten, max antal fartøjer pr. område (15) og fastsættelse af dybdegrænse, så fiskeriet ikke foregår i, og i nærheden af områder med ålegræs, samt ikke påvirker ålegræssets potentielle muligheder for udbredelse.

Blåmuslinger

Centralforeningen/DFPO har ansøgt om et fiskeri efter 10.000 tons blåmuslinger, og DFPO oplyser at fiskeriet vil foregå hvor tætheden for så vidt muligt er over 1 kg/m². Der er tale om en samlet kvote for fangst og omplantning. Fiskeri til omplantning vil gennemføres i områder hvor fiskeriet kan gennemføres så effektivt som muligt og gerne i områder med tætheder over 2,5 kg/m².

DTU Aqua anmodes om at vurdere, om den ansøgte kvote er bæredygtig for bestanden i området. Såfremt en kvote på 10.000 tons ikke er bæredygtig for bestanden, eller hvis denne kvote vil medføre for stor kumulativ arealpåvirkning, bedes DTU Aqua fastsætte en bæredygtig kvote som konsekvensvurderingen dermed skal tage udgangspunkt i.

Minimumsdybdegrænse og ålegræskasser

Dybdegrænsen for fiskeri fastsættes til 5 meter. DTU Aqua bedes tilpasse minimumsdybdegrænsen og/eller udlægge ålegræskasser, såfremt beregning af

den potentielle dybdegrænse ud fra sigtdybden resulterer i en potentiel dybdeudbredelse af ålegræs på større vanddybder end 5 meter.

Søstjerner

Centralforeningen/DFPO har ansøgt om et fiskeri efter 4.000 tons søstjerner i Løgstør Bredning i områderne 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39. Arealpåvirkningen af det ansøgte søstjernefiskeri skal medtages i konsekvensvurderingen. Dybdegrænsen er fastsat til samme dybdegrænse, som for muslingefiskeriet.

Stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*)

DTU Aqua bedes vurdere, om et fiskeri efter stillehavsøsters inden for Natura 2000 området Løgstør Bredning vil kunne gennemføres i udpegede områder med tætte forekomster af stillehavsøsters. DTU Aqua bedes angive, hvorvidt det vil være muligt at udpege sådanne områder. Fiskeri efter stillehavsøsters i disse områder skal ikke medregnes i arealpåvirkningen, men skal opgøres separat.

Frist: 14. august 2017

BILAG 2



Nordensvej 3, Taulov
7000 Fredericia
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax. +45 75 45 19 28

H. C. Andersens Boulevard 37
1553 København V
Tlf. +45 70 10 40 40
Fax. +45 33 32 32 38

mail@dkfisk.dk
www.dkfisk.dk

Fiskeplan for muslingefiskeri i Løgstør Bredning 2017/2018

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Centralforening Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening PO side, der fremfører ønske om et muslingefiskeri i Natura 2000-området Løgstør Bredning.

Mængde og områder

På baggrund af DTU-Aqua's bestandsundersøgelser af blåmuslinger i Løgstør Bredning i 2017 vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO foreslå et fiskeri af 10.000 tons muslinger netto, dels fangst af muslinger uden bifangst af sten og skaller samt dels muslinger til brug for omplantning fra produktionsområde 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39. Omplantningsfiskeriet skal kunne foregå året rundt, så længe gældende regler overholdes. Mængden ønskes udnyttet samtidig med at arealpåvirkningen holdes under 15 % total.

Fiskeriet vil finde sted i perioden 1. september 2017 – 1. juli 2018. I perioden vil fiskeriet højst sandsynligt holde en vinterlukning i en kortere eller længere periode i tidsintervallet midt december til 1. marts.

Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO vil følge DTU-Aquas anbefaling vedrørende rammerne for bæredygtigt muslingefiskeri.

Med henblik på at minimere området der påvirkes af muslingefiskeri, vil fiskeri af blåmuslinger i Lovns Bredning finde sted i de områder, hvor tætheden af fangstbare muslingerne for så vidt muligt er over 1 kg/m².

Fiskeriet af blåmuslinger til omplantning vil foregå i de områder hvor dette kan udføres så effektivt som muligt og gerne i områder med tætheder på over 2,5 kg/m².

Fiskeribeskrivelse

Fiskeriet efter blåmuslinger i Løgstør Bredning er reguleret af gældende bekendtgørelser der definerer de krav der stilles til et muslingefiskeri i Limfjorden. Der er i disse bekendtgørelser ikke

opstillet begrænsning i fiskeriet i forhold til vanddybde eller afstand til kystlinie i Natura 2000-området.

Siden 2012 er alle muslingefartøjer blevet udstyret med et GPS system (Blackbox system), der logger fartøjets position hvert 10. sekund under fiskeri. Det nye system betyder at hver enkel fisker har en fuldstændig dokumentation for sit fiskeri og at selve fiskeriet efter muslinger i bredningen vil kunne kortlægges præcis og derved dokumentere, hvor der fiskes og effekter heraf.

Der vil blive fisket i områder, der kan indeholde naturtyperne 1110/"Sandbanker med lavvandede vedvarende dække af havvand" og 1160/"Større lavvandede bugter og vige". Der vil ikke blive fisket på lavere vanddybder end 4 meter.

I Løgstør Bredning er der intet overlap mellem fiskeriområdet og ålegræssets udbredelse jf. DTU-Aquas oplysninger. Ved tilvejebringelse af oplysninger omkring ålegræs på vanddybder over 4 meter foreslår erhvervet at disse delområder lukkes med kasser, der specifikt omkranser ålegræsset udbredelse, samt bufferzone der følger dybdegrænsen. Ålegræsset beliggende sydøst for Livø Tap bør beskyttes mere specifikt og ikke føre til en generel beskyttelse af hele Livø Tap følgende 6 meter kurven. Fiskeri efter muslinger kan ikke gennemføres i områder med ålegræs, og Centralforeningen vil da også gerne anmode om ekstra kontrol fra NaturErhverv styrelsens side for forekomst af ålegræs i fangster.

I forbindelse med fiskeri udsnyder fiskerne for så vidt muligt, de sten på 2-5 kilo der måtte være i fangsten. Foreningen Muslingeerhvervet vil i samarbejde med industrierne systematisk registrere mængden af sten, der landes fra Løgstør Bredning. Hvis denne mængde overstiger 100 tons i tilladelsesperioden, vil der for efterfølgende år blive lavet en handlingsplan i samarbejde med Miljøministeriet for genudlægning af sten.

Centralforeningen selvforvalter muslingefiskeriet, så der i områder med store forekomster af muslingeyngel eller lav kødprocent i muslingerne (< 14 %) ikke tages åbningsprøver til kontrol af algetoxiner, så områderne således ikke åbnes for fiskeri. Ligeledes vil fiskeriet blive indstillet i områder med en iltkoncentration i fiskeområdet på mindre end 4 mg ilt pr. liter i mere end 2 uger. Desuden køres der med et rotationsfiskeri i områderne, der dels forhindrer at fiskeriindsatsen bliver samlet i mindre områder af fjorden, og dels minimerer den visuelle påvirkning ved at drive muslingefiskeri i Limfjorden. Dette rotationsfiskeri regulerer indsatsen, så der maksimalt kan være 15 fartøjer tilstede i hvert produktionsområde i Løgstør Bredning. Fiskerne til- og framerder produktionsområder, de fisker i hos NaturErhverv styrelsen, hvilket opretholder maks. 15 fartøjer i hvert produktionsområde.

Fiskeplan for søstjernefiskeri i Løgstør, samt Nisum Bredning 2017-18

Nedenfor præsenteres en fiskeplan fra Centralforening Limfjorden og Danmarks Fiskeriforening PO, der fremfører ønske om et søstjernefiskeri i Natura 2000-områderne Lovns, Løgstør, samt Nisum Bredning. Søstjerne har vist sig at udgøre et stadig større problem, da de er blevet i stand til at æder utroligt store mængder af blåmuslinger i Limfjorden. Det er de seneste år observeret, at hele fjordområder er blevet tømt for blåmuslinger af søstjerner, og bestanden af søstjerner ønskes derfor reduceret, så denne ikke er unaturlig høj.

Mængde og områder

På baggrund af DTU-Aqua's estimat samt erfaringer fra det søstjernefiskeri der er gennemført i 2013-2017 i Limfjorden vil Centralforeningen og Danmarks Fiskeriforening PO gerne foreslå et fiskeri af 4.000 tons søstjerner i Løgstør Bredning i produktionsområderne 32, 33, 34, 36, 37, 38 og 39 samt 2.000 tons søstjerner i Nisum Bredning i produktionsområderne 1, 2, 3, 4 og 5. Der ønskes ligeledes mulighed for at gennemføre et fiskeri i Lovns Bredning i områderne 21 og 22 på 100 tons.

Fiskeriet vil finde sted i perioden oktober 2017 – maj 2018

Med henblik på at minimere området der påvirkes af søstjernefiskeriet, vil fiskeri af søstjerner altid finde sted i de områder, hvor tætheden af søstjerner er størst mulig ud fra det vidensgrundlag der opbygges under fiskeriet.

Fiskeribeskrivelse

Fiskeri af søstjerner ønskes at kunne gennemføres ind til 2 meter i alle bredninger, da søstjerne især findes på lavere vanddybde i tætte koncentrationer under og umiddelbart efter iltsvind. Det bør sikres med bokse at der ikke finder fiskeri sted i områder med ålegræs. Fiskeriet vil kunne monitoreres vha. Blackbox systemet så udbredelsen af fiskeriet i områderne vil kunne kortlægges præcis og derved dokumentere, hvor der fiskes og effekterne heraf. Til fiskeriet vil blive anvendt de godkendte søstjernevod.

BILAG 3

Udpegningsgrundlag for F12

Udpegningsgrundlaget omfatter de arter, for hvilke det skal sikres, at de kan overleve og formere sig i deres udbredelsesområde. For at en art kan indgå i udpegningsgrundlaget skal arten være angivet på EF-fuglebeskyttelsesdirektivet bilag 1, jf. artikel 4, stk. 1 eller regelmæssigt forekomme i antal af international eller national betydning, jf. artikel 4, stk. 2. For de arter der opfylder betingelser efter artikel 4, stk. 1 og/eller stk. 2 er det angivet i hvilke perioder af artens livscyklus denne forekommer i de udpegede beskyttelsesområder:

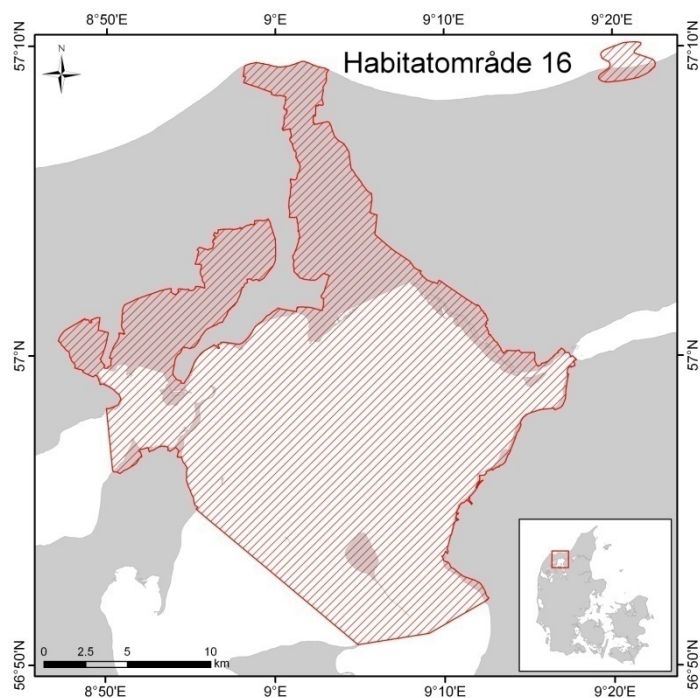
T: Trækfugle, der opholder sig i området i internationalt betydende antal.

Udpegningsgrundlag for Fuglebeskyttelsesområde nr. 12		
Fugle:	kortnæbbet gås (T)	lysbuget knortegås (T)
	hvinand (T)	toppet skallesluger (T)
	dværgterne (Y)	

Miljø- og Fødevareministeriet (2016)

BILAG 4

Udpegningsgrundlag for Habitatområde 16 - Løgstør Bredning, Vejlerne og Bulbjerg



Kortet viser, hvilket areal der er omfattet af Natura 2000 området i Løgstør Bredning. For opdeling i naturtyper se Figur 2

Udpegningsgrundlag for Habitatområde nr. 16		
Naturtyper:	Sandbanke (1110)	Vadeflade (1140)
	Lagune* (1150)	Bugt (1160)
	Rev (1170)	Strandvold med enårige planter (1210)
	Strandvold med flerårige planter (1220)	Kystklint/klippe (1230)
	Enårig strandengsvegetation (1310)	Strandeng (1330)
	Forklit (2110)	Grå/grøn klit (2130)
	Klithede* (2140)	Havtornklit (2160)
	Grårisklit (2170)	Klitlavning (2190)
	Søbred med småurter (3130)	Kransnålalge-sø (3140)
	Næringsrig sø (3150)	Brunvandets sø (3160)
	Vandløb (3260)	Våd hede (4010)
	Tør hede (4030)	Enekrat (5130)
	Kalkoverdrev* (6210)	Surt overdrev* (6230)
	Tidvis våd eng (6410)	Hængesæk (7140)
	Kildevæld* (7220)	Rigkær (7230)
	Bøg på mor (9110)	Stilkeke-krat (9190)
	Skovbevokset tørvemose* (91D0)	Elle- og askeskov* (91E0)
Arter:	Stor vandsalamander (1166)	Damflagermus (1318)
	Odder (1355)	Spættet sæl (1365)

Miljø- og Fødevarerministeriet (2016)

BILAG 5

Koordinater for ålegræskasserne gældende for fiskerisæsonen 2017/18 for H16

A1	56,86135726380	9,13419623896
	56,85992657600	9,13648254828
	56,85735789710	9,13685945688
	56,85482963210	9,15124591609
	56,85281496210	9,15352316560
	56,85131697000	9,15279038159
	56,85076694910	9,15104213102
	56,84936588720	9,13459355584
	56,84965884310	9,12850058740
	56,85644436380	9,11565928761
	56,86126958820	9,11471623913
	56,86205315080	9,11003745855
	56,86888557430	9,09724686110
	56,87720331060	9,08894030241
	56,88036509940	9,08969407117
	56,88117379420	9,09406122794
	56,88128807210	9,09742004268
	56,87886345440	9,10507176404
	56,86917904430	9,11968237485
	56,86657446300	9,12156844472
	56,86146255410	9,13131409322
	56,86135726380	9,13419623896
A2	56,84649612970	9,08577604038
	56,84518941390	9,08571883197
	56,84493192630	9,08271327251
	56,84506863140	9,08064058456
	56,84872427690	9,07268490842
	56,84820456370	9,07520836648
	56,84804382640	9,08303023918
	56,84649612970	9,08577604038
A3	56,93626773630	8,95658062221
	56,93154289530	8,95376640655
	56,92901615510	8,95486980699
	56,92463840470	8,94951210862
	56,92331715480	8,94692732011
	56,92143964670	8,95091888094
	56,91950638940	8,96296280087
	56,91752896690	8,96454515573
	56,91510852940	8,96314886705
	56,91403138000	8,95803079757
	56,91470982930	8,95208924833

	56,91770233920	8,94807506525
	56,91798860840	8,94199238789
	56,91953312270	8,93923539808
	56,93027692940	8,93897488800
	56,93326879660	8,93889309306
	56,93725035290	8,94241906544
	56,93879141500	8,94663569975
	56,93829292700	8,95379673250
	56,93626773630	8,95658062221
A4	56,98666364520	8,94654465333
	56,97748162530	8,94936455207
	56,97169649070	8,94088686591
	56,96872544170	8,93299626201
	56,96065638550	8,93130491486
	56,95377671290	8,91701245833
	56,94756282430	8,91468120512
	56,94606961840	8,91027361594
	56,94624287220	8,90762304425
	56,97480661460	8,92207657945
	56,98026260640	8,92958934445
	56,98097072670	8,93517213373
	56,98353340320	8,93164327908
	56,98606922940	8,93217603067
	56,98894571220	8,94216189841
	56,98666364520	8,94654465333
A5	57,01221112700	9,03203019586
	57,01024159490	9,02521655796
	57,01076615260	9,02015890821
	57,01419501240	9,00951258828
	57,01617297300	9,00792851505
	57,02173511110	9,00694094129

DTU Aqua
Institut for Akvatiske Ressourcer
Danmarks Tekniske Universitet

Kemitorvet
2800 Kgs. Lyngby
Denmark
Tlf: 35 88 33 00
aqua@aqua.dtu.dk

www.aqua.dtu.dk